

Grønn skatt: Fra Pigou til institusjonell økonomi?

av

Julian Vedeler Johnsen

Masteroppgave

Masteroppgaven er levert for å fullføre graden

Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, Institutt for økonomi

August 2010

UNIVERSITETET I BERGEN



FORORD

Over ett års oppgaveskriving er nå ferdig og det er på sin plass å takke dem som har bidratt til det ferdige resultatet. Først og fremst vil jeg takke min veileder Sigve Tjøtta for konstruktive innspill underveis. Dine tilbakemeldinger har vært uvurderlige for å drive prosessen fremover mot det endelige målet.

Jeg vil også takke dem som har tatt seg bryet med å lese gjennom sisteutkastet og gitt sine forslag til noen siste forbedringer; mamma, Ingrid og Rikard.

Det å skrive en masteroppgave er til tider et frustrerende arbeid. Jeg vil gjerne takke Ingrid for tålmodighet og oppmuntring i de stunder der det har føltes som om oppgaven aldri ville bli ferdig.



Julian Vedeler Johnsen, Bergen 31. august 2010

SAMMENDRAG

Grønn skatt: Fra Pigou til institusjonell økonomi?

av

Julian Vedeler Johnsen, Master i samfunnsøkonomi

Universitetet i Bergen, 2010

Veileder: Sigve Tjøtta

Grønn skatt er basert på A. C. Pigous velferdsøkonomiske analyse. Problemstillingen i oppgaven er hvorvidt standard velferdsøkonomisk teori tilbyr en fullgod innfallsvinkel til å analysere grønn skatt. Oppgaven peker på transaksjonskostnader og institusjoners rolle som relevante aspekter som utelates i standardteorien. Oppgavens første del viser grønn skatt som løsning på forurensningsproblemer slik den presenteres i standard velferdsøkonomi. Analysen er elementær i seg selv, men presenteres for å kunne belyse eventuelle svakheter eller mangler ved teorien. Den første kritikken mot Pigous analyse kom fra R. H. Coase. Oppgaven presenterer hovedelementene i denne kritikken. Så analyseres grønn skatt i en modell som inkluderer transaksjonskostnader. Transaksjonskostnadene som kan oppstå ved bruk av grønn skatt deles inn i informasjonskostnader, avtalekostnader og oppfølgingskostnader. Disse diskuteres i detalj. Oppgaven forsøker å gi en mer realistisk fremstilling av den politiske virkeligheten enn hva standard velferdsøkonomisk teori presenterer. Jeg bruker Public Choice teori for å få frem avtalekostnadene ved den politiske prosessen rundt grønn skatt. Til sist vurderes bidraget fra den nye institusjonelle økonomien. Dette er en retning innen økonomisk teori som trekker frem institusjoners rolle som sentral for økonomiske utfall. Oppgaven presenterer bidraget fra teorien, og ser på hvordan grønne skatter fungerer i samspill med andre institusjoner. Som følge av det teoretiske materialet og de empiriske eksemplene jeg går gjennom, trekker jeg den hovedkonklusjonen at Pigous analyse av grønne skatter er basert på en for snever modell. Jeg trekker også i tvil konklusjonen om at grønne skatter *a priori* er et effektivt virkemiddel.

INNHold

FORORD.....	ii
SAMMENDRAG	iii
INNHold.....	iv
TABELLER OG FIGURER.....	vi
1. INTRODUKSJON.....	1
2. GRØNN SKATT I STANDARD VELFERDSØKONOMI	3
2.1 Eksternaliteter.....	3
2.2 Pigou-skatt.....	7
2.2.1 Kostnadseffektivitet.....	9
2.2.2 Teknologiutvikling	11
2.2.3 Double dividend-hypotesen.....	12
2.3 Andre virkemidler mot eksternaliteter.....	14
2.3.1 Insentivbaserte virkemidler	14
2.3.2 Direkte regulering (Command-and-Control).....	16
2.4 Grønne skatter i praksis	18
3. KRITIKK AV PIGOU-SKATT	20
3.1 Coase-teoremet.....	20
3.2 Pigou-skatter er ineffektive i en modell uten transaksjonskostnader	23
4. TRANSAKSJONSKOSTNADER	25
4.1 Grønn skatt i en modell som inkluderer transaksjonskostnader	27
4.1.1 Kostnadseffektivitet i en modell med transaksjonskostnader.....	33
4.2 Informasjonskostnader	35
4.2.1 Taus kunnskap.....	38
4.3 Avtalekostnader.....	40
4.3.1 Politikerne	40
4.3.2 Velgerne	42
4.3.3 Byråkratene	45
4.3.4 Interessegrupper (forurenserne og miljøorganisasjoner)	46
4.4 Oppfølgingskostnader	50

INNHold

5.	INSTITUSJONELL ØKONOMI	55
5.1	Institusjoner	56
5.1.1	Sammenhengen mellom institusjonell kontekst og eksternaliteter	61
5.2	Samspillet mellom individer, institusjoner og virkemidler	61
5.2.1	Institusjoner legger føringer på individers oppførsel	63
5.2.2	Virkemidler kan fortrenge eksisterende institusjoner	64
5.2.3	”Crowding in”	66
5.2.4	”Crowding out”	67
5.3	Dynamikk og institusjonell endring	69
6.	OPPSUMMERING OG KONKLUSJON	72
7.	REFERANSER	74

TABELLER

<i>Tabell 4.1: Belønningsstrukturen i "Fangenes dilemma" (Note: Det første tallet i hver rute angir straff for fange A, det andre tallet for fange B)</i>	<i>26</i>
<i>Tabell 5.1: Effekten av ulik rasjonalitet implisitt i virkemiddelet (modifisert fra Vatn, 2005, s. 401).....</i>	<i>65</i>

FIGURER

<i>Figur 2.1: Marginalprofitt og ekstern marginalkostnad av forurensning</i>	<i>6</i>
<i>Figur 2.2: Pigou-skatt reduserer marginalprofitten av utslipp</i>	<i>8</i>
<i>Figur 2.3: Kostnadseffektivitet innebærer like marginale rensekostnader for alle bedrifter</i>	<i>9</i>
<i>Figur 2.4: Skatt innebærer like marginale rensekostnader for alle forurensere</i>	<i>11</i>
<i>Figur 2.5: Grønn skatt gir insentiver til utvikling av ny teknologi</i>	<i>12</i>
<i>Figur 2.6: Omsettelige kvoter er kostnadseffektive.....</i>	<i>15</i>
<i>Figur 2.7: Direkte regulering kan benyttes på hvert nivå i forurensningskjeden (figur hentet fra Perman et al., 2003, s. 210).....</i>	<i>16</i>
<i>Figur 3.1: Coase-teoremet, forhandlingsløsning på eksternalitetsproblemet</i>	<i>21</i>
<i>Figur 3.2: Innføring av skatt innebærer etablering av eiendomsrettigheter</i>	<i>23</i>
<i>Figur 4.1: Faste transaksjonskostnader.....</i>	<i>28</i>
<i>Figur 4.2: Variable forhandlingskostnader (Figuren er hentet fra Vatn 2005, s. 371).....</i>	<i>30</i>
<i>Figur 4.3: Tilpasning med og uten transaksjonskostnader.....</i>	<i>32</i>
<i>Figur 4.4: Transaksjonskostnader ved Pigou-skatt</i>	<i>33</i>
<i>Figur 4.5: Transaksjonskostnader og valg av virkemiddel.....</i>	<i>34</i>
<i>Figur 4.6: Dødvectstap ved usikkerhet.....</i>	<i>36</i>
<i>Figur 4.7: Grønn skatt reduserer profitten til forurenser</i>	<i>47</i>
<i>Figur 4.8: Sammenhengen mellom samarbeidsvilje og kontroll / straff.....</i>	<i>52</i>
<i>Figur 5.1: 4 ulike nivåer som påvirker økonomiske utfall (modifisert fra Williamson, 2000, s. 597).....</i>	<i>58</i>
<i>Figur 5.2: Samspillet mellom individer og institusjoner, herunder virkemidler</i>	<i>62</i>

1. INTRODUKSJON

”Siden vi ofte ser kun det vi er på jakt etter – kun de løsninger som teorien eller modellen tillater oss å se – blir teoriens kvalitet avgjørende” (oversatt fra Vatn, 2005, s. 4).

Grønn skatt er fundert på velferdsøkonomiske modeller. Arthur C. Pigou (1920) regnes som den første til å bruke standard velferdsøkonomi til å analysere forurensningsproblemet. Han mente at forurensningsproblemer skyldes at den private marginale kostnaden ved forurensning er lavere enn den sosiale marginale kostnaden. Økonomisk teori definerer dette som en negativ eksternalitet. En negativ eksternalitet medfører en ineffektiv tilpasning i en standard velferdsøkonomisk modell. Pigous løsning på problemet er å øke den private marginale kostnaden ved å innføre en stykkskatt på forurensning. En optimal skattesats utjevner forskjellen mellom privat og sosial marginalkostnad, og resulterer i en effektiv likevektstilpasning. Skatt på eksternaliteter er i ettertid blitt kjent som både Pigou-skatt etter sin opphavsmann og som grønn skatt når den benyttes i forurensningssammenheng. Senere har flere økonomer videreutviklet og formalisert Pigous analyse (se for eksempel Baumol & Oates, 1975), og grønn skatt innehar en fremtredende posisjon i miljøøkonomisk teori. Derfor er det et paradoks at grønn skatt brukes relativt lite i praksis (Hahn, 1989; Vatn et al., 2002).

Den første kritikken mot Pigou-skatt kom fra Ronald H. Coase i artikkelen ”The problem of social cost” (1960). Han mener at Pigou utelater en viktig del av den økonomiske virkeligheten, nemlig transaksjonskostnader. Coase mener at dette er et grunnleggende problem ved nyklassisk økonomisk teori. Denne observasjonen har ført til at ”The problem of social cost” er den mest innflytelsesrike og siterte artikkelen etter andre verdenskrig (Frank, 2003, s. 620). Coase fremholder at eksternalitetsproblemet skyldes manglende eiendomsrettigheter. I en modell uten transaksjonskostnader kan problemet derfor løses ved at en av partene får eiendomsrettigheten, et resultat kjent som Coase-teoremet. Ifølge Coase må observerbare eksternalitetsproblemer da skyldes at transaksjonskostnadene ved å etablere

effektive eiendomsrettigheter er større enn gevinsten av å internalisere eksternaliteten. Min erfaring fra egne studier er at grønne skatter fremdeles presenteres i en modell uten transaksjonskostnader. Miljøøkonomisk litteratur har i liten grad søkt å svare på hvilke transaksjonskostnader som oppstår ved bruk av grønne skatter.

Transaksjonskostnadene som oppstår ved grønn skatt henger sammen med institusjonene i samfunnet. Den nye institusjonelle økonomien (New Institutional Economics) er en teoretisk retning som søker å inkludere institusjoner i den økonomiske analysen. Coase har stått sentralt i utviklingen av denne retningen. Blant andre viktige bidragsytere er Douglas C. North (f. eks. North, 1990), Elinor Ostrom (f. eks. Ostrom, 2000), og Oliver Williamson (f. eks. Williamson, 2000). Ifølge den nye institusjonelle økonomiske teorien har institusjoner som funksjon å redusere transaksjonskostnadene i økonomien. I tillegg argumenterer flere innenfor retningen for at institusjoner påvirker individers oppførsel. Grønn skatt må fungere i samspill med de eksisterende institusjonene i samfunnet. I de senere år har den nye institusjonelle økonomien oppnådd en mer fremtredende rolle i økonomisk teori. Ostrom og Williamson fikk i 2009 Nobelprisen i økonomi for sitt arbeid med å utvikle forståelsen av institusjoner i økonomifaget. Den nye institusjonelle økonomiske teorien stiller spørsmålsteget ved om standard velferdsøkonomi fanger opp alle relevante aspekter ved virkeligheten, og tilbyr en alternativ innfallsvinkel til å analysere grønn skatt.

Kapittel 2 begynner med en gjennomgang av hvordan grønne skatter fungerer teoretisk i en standard velferdsøkonomisk modell. I denne modellen fremstilles grønn skatt som et kostnadseffektivt virkemiddel. I kapittel 3 viser jeg at Coase har viktige innvendinger mot dette resultatet. I kapittel 4 inkluderer jeg transaksjonskostnader i analysen av grønn skatt for å se hvordan det påvirker resultatet fra modellen uten transaksjonskostnader. Kapittel 5 presenterer institusjonell økonomisk teori og undersøker hvordan grønn skatt fungerer i samspill med den institusjonelle konteksten. På bakgrunn av det jeg finner i transaksjonskostnadsmodellen og bidraget fra den nye institusjonelle økonomien vurderer jeg hvorvidt standard velferdsøkonomi er et fullgodt analyseapparat for grønn skatt.

2. GRØNN SKATT I STANDARD VELFERDSØKONOMI

Standard velferdsøkonomi bygger på generelle likevektsmodeller. En sentral antagelse i disse modellene er fraværet av transaksjonskostnader. I en modell med frikonkurranse vil likevekten som oppstår være effektiv. Likevekten maksimerer da den totale velferden i samfunnet. Dette kalles for velferdsøkonomiens første teorem (Frank, 2003, s. 601).

Teoremet er betinget av fraværet av eksternaliteter og kollektive goder. Et kollektivt gode er definert ved at det innehar egenskapene ikke-ekskluderende og ikke-rivaliserende. Ekskluderbare goder er goder som eieren kan ekskludere andre fra å konsumere. Rivaliserende goder er goder der konsum av godet medfører at det blir mindre igjen av godet. Kollektive goder innehar ingen av disse egenskapene. De er dermed det motsatte av private goder, som er både ekskluderende og rivaliserende. Et kollektivt gode kan sees på som en form for eksternalitet.

2.1 Eksternaliteter

En eksternalitet er en ekstern effekt av en aktørs handlinger, jamfør følgende definisjoner:

”Externality: either a benefit or a cost that accrues to someone other than the people directly involved in the action” (Frank, 2003, s. 613).

“Externality: an activity of one entity that affects the welfare of another entity in a way that is outside the market mechanism” (Rosen & Gayer, 2008, s. 71).

Den eksterne effekten opptrer utenfor markedsmekanismen. Dermed utelukker definisjonen en spesiell type eksternaliteter som kalles ”pecuniary” eksternaliteter. En slik eksternalitet er en ukompensert ekstern effekt som overføres i en markedsmekanisme. Et eksempel er en budrunde. Hvert bud påfører resten en ekstra kostnad fordi godet som bys på blir dyrere. Men selv om budene påfører andre en ukompensert kostnad påvirker de ikke effektiviteten av det endelige utfallet. Dette er fordi budene øker den endelige prisen slik at den reflekterer etterspørselen etter godet.

En eksternalitet kan være positiv eller negativ. Biavl som øker produktiviteten til nærliggende jordbruksområder er et eksempel på en positiv eksternalitet. Standardeksempelen på en negativ eksternalitet er forurensning, der utslipp negativt påvirker andre enn produsenten og konsumentene av produktet. En eksternalitet kan gå mellom konsumenter, mellom produsenter, eller mellom konsumenter og produsenter.

Eksternaliteter er ikke-ekskluderende goder eller onder. En person eller bedrift som gir opphav til en positiv eksternalitet har ikke muligheter til å ekskludere noen fra å konsumere den. I så fall ville personen eller bedriften hatt mulighet til å selge den positive eksternaliteten i et marked. Når det gjelder negative eksternaliteter er det umulig for dem som rammes av eksternaliteten ikke å konsumere den. I de fleste tilfeller er den ikke-ekskluderende egenskapen et resultat av kostnader. Kostnadene ved å gjøre godet eller ondet eksklusivt gjør det ulønnsomt. Teknologisk utvikling kan senke kostnadene ved eksklusivitet.

Baumol og Oates (1975) skiller mellom rivaliserende og ikke-rivaliserende eksternaliteter. De bruker følgende eksempel på en rivaliserende eksternalitet: Et godstog frakter kull. Under frakten faller det kullbiter av vognene. Disse plukkes opp av personer langs skinnene og selges på markedet. Kullbitene som faller av vognene er en positiv eksternalitet. Når en person plukker opp kullbitene blir det færre igjen til andre. Dermed er eksternaliteten rivaliserende. De fleste eksternaliteter er ifølge Baumol og Oates ikke-rivaliserende. De innehar dermed egenskapene til et kollektivt gode/onde. Et eksempel på et kollektivt onde er utslipp av klimagasser. Kollektive goder/onder gir opphav til gratispassasjerproblemet. Hvert individ har svake insentiver til å bidra til godet (eller redusere ondet).

Eiendomsrettigheter er et sentralt aspekt ved eksternaliteter. Ifølge Tietenberg og Lewis (2009, s. 66) innehar effektive eiendomsrettigheter følgende egenskaper:

1. De er eksklusive. Dette innebærer at all nytte og kostnad ved konsum av godet/ressursen tilfaller eieren.
2. De er overførbare, det vil si at alle står fritt til å kjøpe og selge eiendomsrettighetene seg i mellom.
3. De er håndhevbare, noe som betyr at eiendomsrettighetene respekteres.

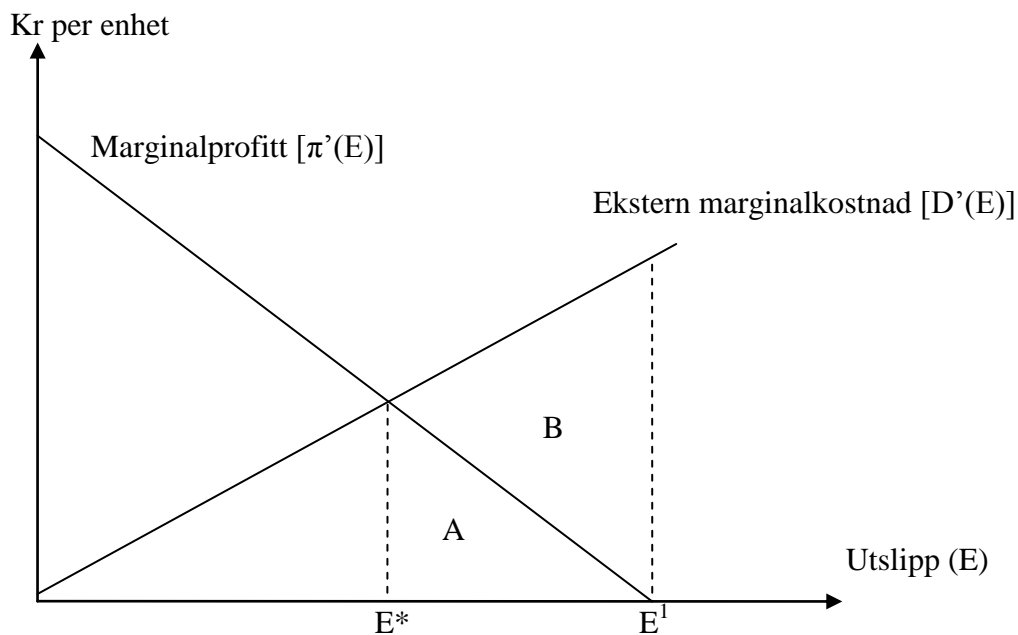
Ved en eksternalitet tilfaller ikke all nytte og/eller kostnad eieren av godet/tjenesten. Eiendomsrettighetene blir dermed ineffektive fordi de ikke er eksklusive. Når nytten av en handling tilfaller andre enn deg selv mangler du insentiver til å utføre handlingen. I et slikt tilfelle medfører private rasjonelle valg en tilpasning som ikke er samfunnseffektiv.

Siden grønn skatt legges på forurensning vil jeg utdype denne situasjonen nærmere. Jeg benytter en partiell likevektsmodell, noe som er konsistent med den generelle fremstillingen av eksternaliteter i velferdsøkonomien. En produsents produksjon er en funksjon av de ulike innsatsfaktorene som benyttes i produksjonen, slik som kapital og arbeid. Utslipp er en bieffekt av visse former for produksjon. For en forurensende bedrift vil utslipp derfor indirekte være en av innsatsfaktorene som inngår i produktfunksjonen:

$$\text{Produksjon} = f(\text{arbeid, kapital, utslipp, etc.})$$

Utslippene, E , er en positiv innsatsfaktor for bedriften. Når produksjonen øker så øker også utslippene. Dette betyr at bedriftens profittfunksjon, $\pi(E)$, avhenger positivt av utslipp. Bedriften tar sine beslutninger basert på marginalprofitten av utslipp. Siden utslipp er en positiv innsatsfaktor er marginalprofitten av utslipp positiv; $\pi'(E) > 0$. Det antas vanligvis avtakende skalaavkastning av utslipp, slik at den andrederiverte av bedriftens profittfunksjon er negativ; $\pi''(E) < 0$.

For at utslippet skal være en eksternalitet må det påvirke andre enn bedriften som forurensrer og konsumentene som konsumerer produktet. Nytte- eller profittfunksjonen til den eller de som påvirkes inneholder da utslippsvariabelen E . Når utslippene øker reduseres nytten/profitten. På den måten medfører utslippene en ekstern marginalkostnad for den eller de som påvirkes. Marginalkostnaden avhenger positivt av utslipp. Figur 2.1 illustrerer forurensers marginalprofitt og den eksterne marginalkostnaden av utslipp.



Figur 2.1: Marginalprofitt og ekstern marginalkostnad av forurensning

Eksternaliteten medfører at bedriftens rasjonelle tilpasning ikke er samfunnseffektiv. Bedriften tar kun hensyn til privat nytte og kostnad, og forurensrer så lenge marginalprofitten av utslipp er positiv. Bedriften tilpasser seg dermed i punktet E^1 . Total nytte for samfunnet maksimeres derimot ved at bedriften tilpasser seg der marginalprofitten er lik den eksterne marginalkostnaden av utslipp. Det tilsier en tilpasning med utslipp lik E^* i figur 2.1. Det at bedriften ikke tar hensyn til den eksterne kostnaden ved utslipp resulterer i et dødvektstap for samfunnet. Samfunnsoptimale utslipp, E^* , medfører et profitttap for bedriften lik arealet A i figur 2.1. Men samtidig innebærer utslipp lik E^* en reduksjon i eksterne kostnader lik arealet A + B. Bedriftens private rasjonelle tilpasning i punktet E^1 medfører dermed et dødvektstap

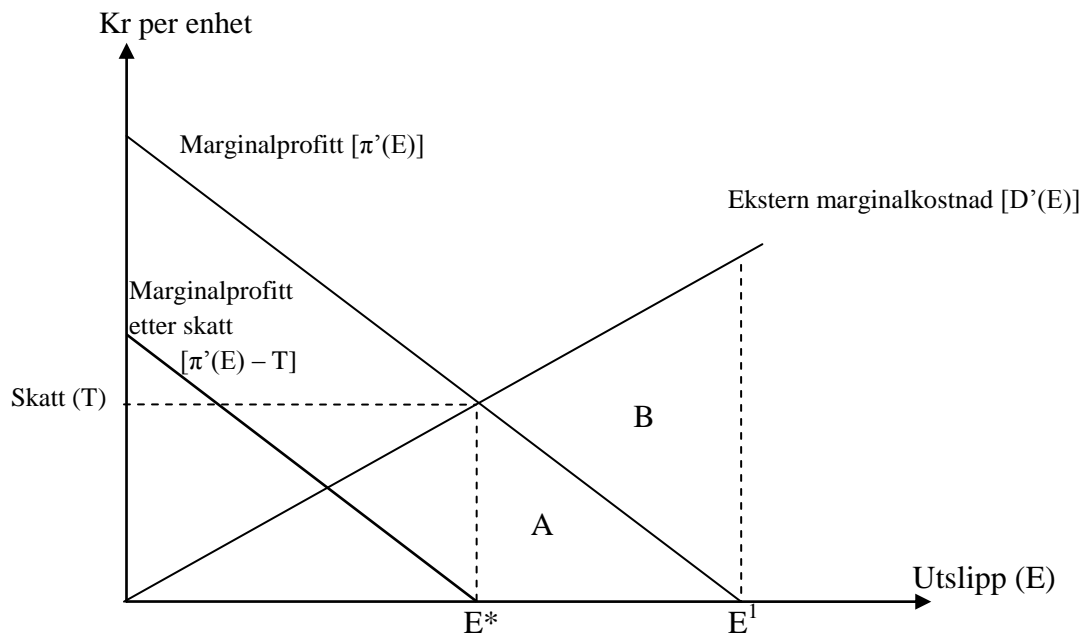
lik arealet B i figuren. Så lenge den forurensende bedriften neglisjerer den fulle kostnaden ved sine handlinger vil dette dødvektstapet bestå i modellen.

2.2 Pigou-skatt

Den britiske økonomen Arthur C. Pigou analyserte eksternalitetsproblemet i boken *The Economics of Welfare* utgitt i 1920. Analysen var basert på velferdsøkonomisk teori. Pigou fastslo at problemet skyldes ulike private og sosiale marginalkostnader, noe som igjen skyldes manglende markeder. Pigous analyse konkluderte med at løsningen på eksternalitetsproblemet er at myndighetene griper inn.

I Pigous analyse representeres myndighetene som én enkelt aktør. Denne aktøren har form av en allmektig planlegger som har full informasjon. Mens de andre aktørene i modellen er individualistisk nyttemaksimerende, søker myndighetene i stedet å maksimere total nytte for hele samfunnet. Pigous fremstilling av myndighetene er konsistent med den generelle fremstillingen i velferdsøkonomiske modeller. Hvorfor myndighetene skiller seg fra resten av aktørene i modellen gis som regel ingen videre forklaring i litteraturen.

Pigou foreslo at myndighetene innfører en stykkskatt på eksternaliteten slik at forurensere oppfører seg *som om han tar hensyn til den eksterne kostnaden*. Skatten må settes lik den eksterne marginalkostnaden ved optimalt utslippsnivå for at forurensere skal tilpasse seg optimalt. En slik skatt som internaliserer den eksterne effekten har i ettertid blitt kalt for Pigou-skatt etter sin opphavsmann.



Figur 2.2: Pigou-skatt reduserer marginalprofitten av utslipp

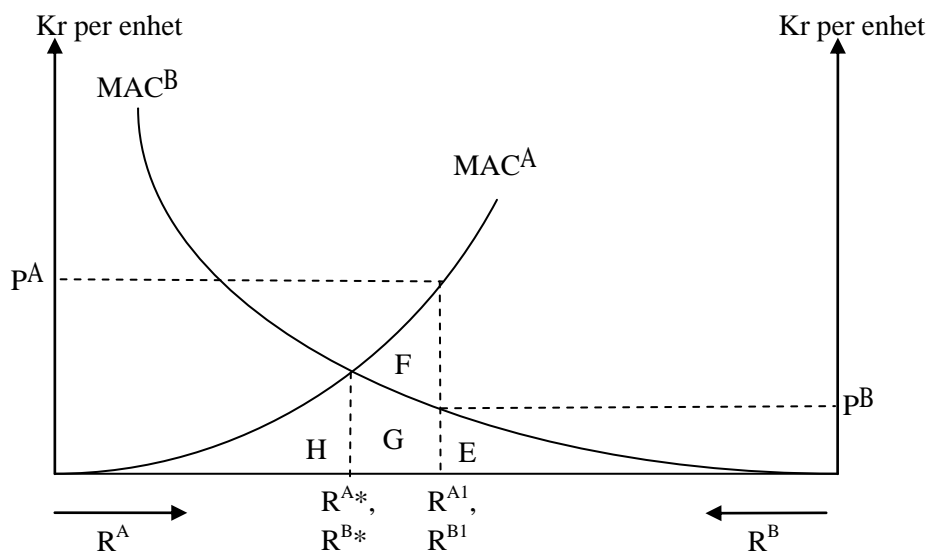
I figur 2.2 settes skatten T lik den eksterne marginalsikaden ved utslipp E^* . Dermed reduseres bedriftens marginalprofitt med T per enhet og marginalprofitten skifter inn slik at den er null i punktet E^* . For å maksimere profitt tilpasser bedriften seg der marginalprofitten av den siste utslippsenheter er lik null. En skatt lik T vil dermed medføre at bedriften reduserer antall utslippsenheter til det samfunnsoptimale nivået E^* . Dødvectstapet forsvinner slik at total nytte øker med arealet B .

Pigous analyse har blitt stående som svært sentral for økonomers forståelse av forurensningsproblemer. Senere har flere økonomer støttet opp om Pigou-skatt. Ifølge Baumol og Oates (1975, s. 15) innfører Pigou-skatt en nødvendig asymmetri i markedsprisen: For en ikke-rivaliserende eksternalitet er den optimale prisen for konsumenten av eksternaliteten lik null. Men den optimale prisen (eller kostnaden) for den som produserer eksternaliteten er positiv eller negativ avhengig av om det er en positiv eller negativ eksternalitet. Ifølge Baumol og Oates vil ingen markedspris tilfredsstillе denne asymmetrien.

En Pigou-skatt har i tillegg fordelingsmessige konsekvenser. Bedriften taper arealet A i profitt fordi den reduserer utslippene. I tillegg taper bedriften $T \cdot E^*$ i skatteutgifter. Aktøren som påvirkes av den eksterne effekten tjener $A + B$ fordi utslippene reduseres. Myndighetenes skatteinntekter er stykkskatten multiplisert med antall utslippsenheter i tilpasningen; $T \cdot E^*$.

2.2.1 Kostnadseffektivitet

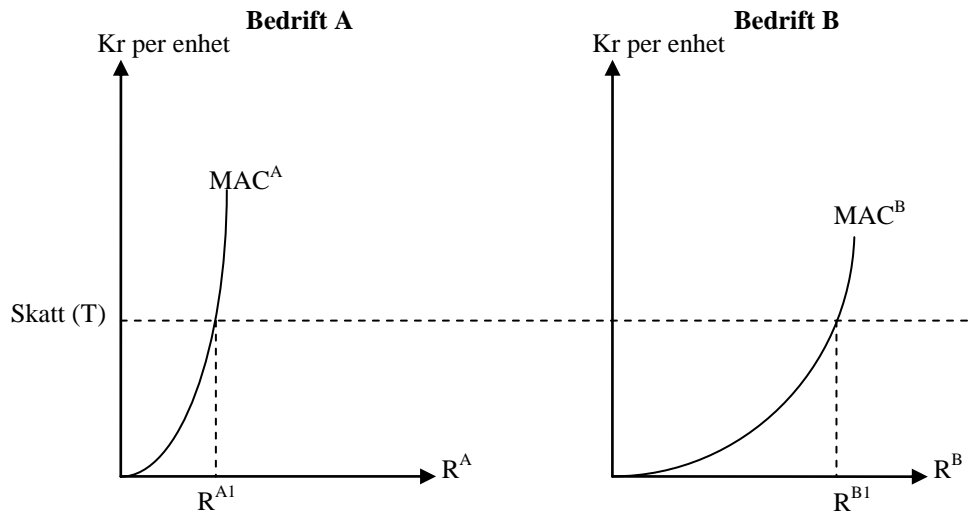
Et kostnadseffektivt virkemiddel oppnår et gitt mål til lavest mulig kostnad. Kriteriet for kostnadseffektivitet er at alle forurensende bedrifter har lik kostnad ved å rense den siste enheten. Et unntak er dersom det eksisterer stordriftsfordeler ved rensning, slik at en eller flere forurensere har synkende marginale rensekostnader. Det er imidlertid vanlig å anta at rensekostnadene øker mer enn proporsjonalt med rensing. Ifølge Kneese og Schultze (1975) støttes denne antagelsen av flere studier. Logikken bak kriteriet for kostnadseffektivitet er enkel; dersom en bedrift har høyere kostnad ved den siste enheten som renses enn en annen bedrift, kan totale kostnader reduseres ved at bedriften med lavest marginalkostnad renses en ekstra enhet mens bedriften med høyest marginalkostnad renses en enhet mindre. Resultatet gjelder uansett hvor mange bedrifter som er involvert. For enkelhets skyld illustrerer jeg med to bedrifter, A og B, i figur 2.3.



Figur 2.3: Kostnadseffektivitet innebærer like marginale rensekostnader for alle bedrifter

Lengden på den horisontale akse i figur 2.3 er lik målet for total utslippsreduksjon. Bedriftene A og B renser henholdsvis R^A og R^B av den totale andelen. Bedriftenes marginale rensekostnader er representert som MAC^A og MAC^B . Hver bedrifts marginalkostnad øker jo større andel av de totale utslippskuttene bedriften må utføre. Dersom bedriftene renser like mye, illustrert i figur 2.3 som (R^{A1}, R^{B1}) , må A betale P^A for den siste enheten den renser mens bedrift B må betale P^B . P^A er større enn P^B . Totale rensekostnader for A er arealet under MAC^A opptil R^{A1} ; $H + G + F$. Totale rensekostnader for B er arealet under MAC^B fra høyre og til R^{B1} ; E . Totale rensekostnader for samfunnet blir dermed $H + G + F + E$. Figur 2.3 viser at når rensingen er fordelt likt mellom bedriftene er det mulig for B å rense flere enheter til en lavere kostnad enn det A betalte for å rense sine siste enheter. Det er dermed mulig å redusere totale kostnader ved at B renser mer og A mindre. Den tilpasningen som minimerer de totale kostnadene ved utslippsreduksjon er (R^{A*}, R^{B*}) . I dette punktet er de to bedriftenes marginale rensekostnader like. Denne fordelingen reduserer A sine totale rensekostnader til H mens Bs totale rensekostnader øker til $E + G$. Samfunnets totale rensekostnader er $H + G + E$, noe som betyr en reduksjon i totale kostnader i forhold til fordelingen (R^{A1}, R^{B1}) .

Grønn skatt fremstår som et kostnadseffektivt virkemiddel i en standard velferdsøkonomisk modell. Enhver forurensende bedrift som står overfor en enhetsskatt på utslipp vil velge å redusere utslipp så lenge den marginale rensekostnaden er lavere enn skattesatsen. Dersom marginale rensekostnader overstiger skattesatsen vil bedriften heller betale skatt enn betale for å rense utslipp. Siden skattesatsen er lik for alle bedrifter medfører det at alle bedrifter tilpasser seg slik at deres marginale rensekostnader er like. Jeg illustrerer igjen i en figur med to bedrifter, A og B, med ulike rensekostnader.

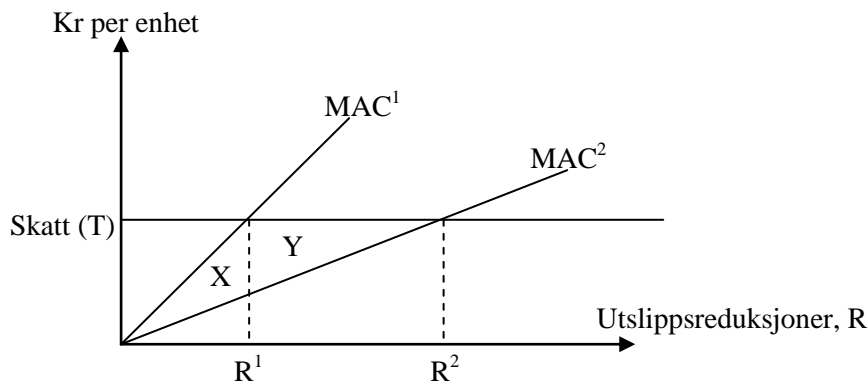


Figur 2.4: Skatt innebærer like marginale rensekostnader for alle forurensere

Begge bedriftene i figur 2.4 er rasjonelle aktører som minimerer kostnadene ved utslippsreduksjon. Dette innebærer at de renser utslippene så lenge marginalkostnaden er mindre enn skattesatsen. Bedrift A velger å rense R^{A1} av sine utslipp, mens B velger å rense R^{B1} av sine utslipp. Fordi bedrift B har lavere marginal rensekostnad velger den å rense mer av sine utslipp enn A. Figur 2.4 viser at bedriftenes tilpasninger, R^{A1} og R^{B1} , medfører lik marginal rensekostnad for begge bedrifter; $MAC^A = MAC^B = T$.

2.2.2 Teknologikutvikling

Grønn skatt gir bedriftene som pålegges skatten insentiver til å utvikle ny teknologi. Hvis bedriften kan redusere sine utslipp blir skatteutgiften mindre. Utslippene kan reduseres ved å; i) produsere mindre, ii) produsere på en måte som slipper ut mindre og iii) rense utslipp. Alle alternativene er kostbare for forurensere. Det gir insentiver til å utvikle teknologi som reduserer kostnadene ved utslippsreduksjoner. Lavere kostnader ved utslippsreduksjoner betyr at forurensere kan rense mer, og dermed redusere beløpet som må betales i skatt. Figur 2.5 gir en grafisk illustrasjon av argumentet.



Figur 2.5: Grønn skatt gir insentiver til utvikling av ny teknologi

I figur 2.5 er forurensers initielle marginale rensekostnad gitt ved MAC^1 . Han tilpasser seg i skjæringspunktet mellom MAC^1 og skattesatsen T . Utslippsreduksjonen er gitt ved R^1 . Anta at forurensere kan utvikle eller implementere en ny teknologi som reduserer kostnadene ved utslippsreduksjon. Dette gir ham en lavere marginal rensekostnad, illustrert som MAC^2 . Med denne marginale rensekostnaden vil forurensere velge å rense R^2 av sine utslipp. Den nye teknologien fører altså til større utslippsreduksjoner. Den lavere marginale rensekostnaden innebærer at forurensere sparer arealet X i forhold til sin opprinnelige utslippsreduksjon. I tillegg sparer forurensere arealet Y fordi han nå kan redusere mer av utslippene til en marginalkostnad lavere enn skattesatsen. Forurensere har insentiver til å investere i utviklingen av den nye teknologien så lenge besparelsene teknologien medfører overstiger kostnadene ved utviklingen.

2.2.3 Double dividend-hypotesen

Hittil har jeg benyttet meg av en partiell likevektsmodell for å illustrere standardteorien. Dette er tilstrekkelig for å illustrere den direkte effekten av grønn skatt. Generelle likevektsmodeller viser i tillegg den indirekte effekten i andre sektorer. I en generell likevektsmodell er det mulig å analysere grønn skatt i en modell der det allerede eksisterer andre skatter.

Myndighetene baserer seg hovedsakelig på potensielt effektivitetsforstyrrende skatter for å skaffe inntekter til offentlige utgifter. Et eksempel er skatt på inntekt. Skatt på inntekt reduserer avkastningen på arbeid. Dette reduserer alternativkostnaden på fritid, noe som gir insentiver til å konsumere mer fritid og dermed arbeide mindre. Dette kalles substitusjonseffekten. Dersom substitusjonseffekten dominerer over inntektseffekten vil individet tilby mindre arbeid. Inntektseffekten består i at redusert lønn gir mindre disponibel inntekt for individet og at individet dermed må arbeide mer for å oppnå samme inntekt som før.

Double dividend-hypotesen baserer seg på at grønne skatter brukes i en såkalt ”second best” modell, der det allerede eksisterer effektivitetsforstyrrende skatter. Hypotesen går ut på at en kan oppnå en dobbel effektivitetsøkning ved å erstatte forstyrrende skatter med skatt på eksternaliteter. Dette vil både fjerne dødvektstapet eksternaliteten forårsaket og minske dødvektstapet forårsaket av forstyrrende skatter. Dersom denne hypotesen holder er det argument i favør av grønn skatt.

Parry et al. (1999) argumenterer for at det er uvisst om double dividend-hypotesen holder. De baserer sin argumentasjon på at en skatt på eksternaliteter i produksjon vil øke produktprisen. Arbeiderne baserer sin avveining mellom arbeid og fritid på reallønnen, det vil si den kjøpekraften lønssatsen innebærer. Kjøpekraften er lønssatsen delt på prisnivået; (w / p) . En skatt på eksternaliteter ved produksjon kombinert med en redusert lønnsskatt vil medføre at lønnen (w) øker, men samtidig at prisnivået (p) stiger. Avhengig av hvordan w og p påvirkes er dermed double dividend-hypotesen usikker. Flere økonomer, blant annet Goodstein (2003), mener imidlertid at denne kritikken i liten grad utfordrer double dividend-hypotesens gyldighet. Ifølge ham bygger kritikken på en veldig restriktiv modell for husholdningers oppførsel. Goodstein mener empiriske data motsir denne restriktive modellen.

2.3 Andre virkemidler mot eksternaliteter

Økonomisk teori skiller mellom insentivbaserte virkemidler og virkemidler basert på direkte regulering. Insentivbaserte virkemidler gjør det lønnsomt å forurensse mindre. Skatt er et slikt virkemiddel. Andre eksempler på insentivbaserte virkemidler er subsidier på utslippskutt og overførbare kvoter.

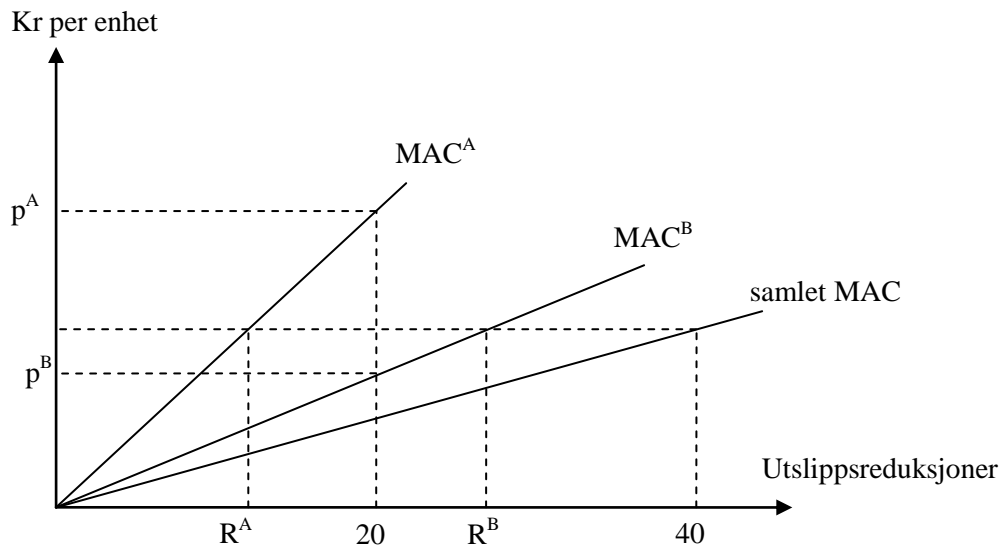
2.3.1 Insentivbaserte virkemidler

En stykksubsidie på utslippskutt fungerer i utgangspunktet på samme måte som en stykkskatt på utslipp. Subsidien på utslipp er en alternativkostnad bedriften påføres når den forurenses. Den fungerer derfor som en indirekte skatt på utslipp. Dersom satsen på skatten og subsidien er identisk, vil bedriften tilpasse seg likt uavhengig av hvilket virkemiddel som benyttes. Men den langsiktige effekten av en skatt eller subsidie er forskjellig.

På lang sikt vil skatt og subsidie ha ulike konsekvenser. Dette er fordi en subsidie per enhet utslippsreduksjon påvirker inntektsfordelingen annerledes enn en stykkskatt på utslipp. Staten får inntekter ved skattlegging, men påføres utgifter ved subsidiering. Skatt på utslipp gir mindre profitt for de forurensende bedriftene. På lang sikt vil dette føre til færre nyetableringer og flere nedleggelser i den forurensende sektoren. Dette resulterer i mindre forurensning og dermed lavere eksterne kostnader. En subsidie på utslippsreduksjoner vil derimot føre til en profittøkning hos bedriftene som inkluderes i ordningen. På lang sikt vil dette føre til flere nyetableringer av forurensende bedrifter som kvalifiserer til ordningen. Flere forurensende bedrifter medfører *ceteris paribus* mer forurensning og en økning i eksterne kostnader.

Overførbare kvoter fungerer etter metoden ”cap-and-trade”. Først settes et mål for hvor mye utslipp som er optimalt for samfunnet (cap). Det totale utslippet deles opp i kvoter og fordeles mellom de forurensende bedriftene. Bedriftene står fritt til å handle kvoter seg i mellom til den prisen de selv blir enige om (trade). For at dette virkemiddelet skal resultere i den samfunnsoptimale likevekten må den totale kvoten settes lik det optimale nivået på utslipp,

E*. Men uansett hvilken kvote som velges vil dette virkemiddelet oppnå den tilhørende utslippsreduksjonen på en kostnadseffektiv måte.



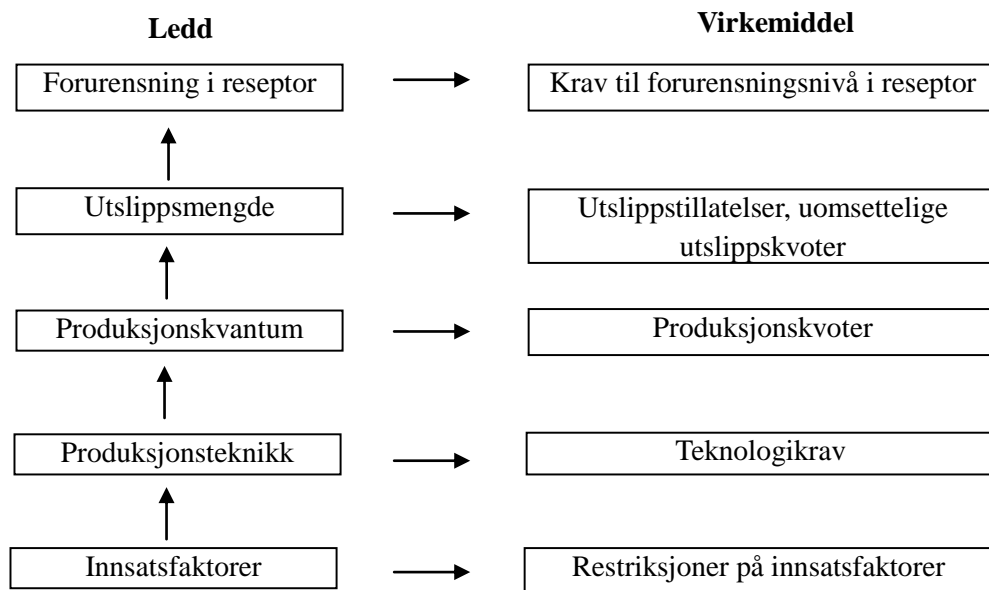
Figur 2.6: Omsettelige kvoter er kostnadseffektive

Figur 2.6 viser to bedrifter med ulik marginal rensekostnad (MAC). Anta først at kvotene er fordelt slik at bedriftenes må redusere utslipp med 20 enheter hver. Kostnaden for bedrift A ved å redusere den tjuende enheten er lik P^A . Bedrift Bs kostnad ved å redusere den siste enheten er lik P^B . A er villig til å betale for en ekstra kvote så lenge prisen på denne er mindre enn P^A . B er villig til å redusere en enhet til og selge den overflødige kvoten så lenge prisen han får er større enn P^B . Siden P^A er større enn P^B , eksisterer det et grunnlag for forhandlinger. Forhandlingene medfører at B selger kvoter til A så lenge prisen A er villig til å betale er større eller lik den prisen B krever. Prisen A er villig til å betale er lik den marginale rensekostnaden for den enheten A slipper å redusere som følge av kvoten. Prisen B krever er lik den marginale rensekostnaden han påføres ved at han må rense en ekstra enhet. Kostnadsfrie forhandlinger medfører kostnadseffektivitet ved at A kjøper kvoter av B helt til

$MAC^A = MAC^B$. A reduserer da utslippene med R^A mens B reduserer utslippene med R^B . Totalt reduseres utslippene med 40.

2.3.2 Direkte regulering (Command-and-Control)

Dette er virkemidler der myndighetene direkte regulerer de forurensende kildene. Baumol og Oates (1975, s. 153) definerer direkte regulering som direktiver som pålegger individuelle beslutningstakere å handle på bestemte måter. Brudd på disse direktivene straffes med bot eller en annen reaksjon. Som den engelske benevnelsen antyder må myndighetene kontrollere at bedriftene følger direktivene. Hver bedrift har insentiver til å handle i strid med reguleringen. Direkte regulering kan benyttes på ethvert ledd i kjeden fra valg av innsatsfaktorer til det endelige forurensningsnivået av produksjon:



Figur 2.7: Direkte regulering kan benyttes på hvert nivå i forurensningskjeden (figur hentet fra Perman et al., 2003, s. 210)

I figur 2.7 er forurensning et biprodukt av produksjon. Forurensningsmengden avhenger i tillegg av hvilke innsatsfaktorer og hvilken produksjonsteknikk som benyttes. Den fysiske

skaden av forurensningen bestemmes av nivået på forurensning i reseptoren. Reseptoren er jord, luft, eller vann. Figur 2.7 illustrerer at direkte regulering er mulig ved alle ledd i prosessen. Generelt er det fordelaktig ved å regulere leddet det er ønskelig å kontrollere, nemlig forurensningsnivået i reseptoren (Perman et al., 2003, s. 209). Dette gjør forurenser mer fleksibel i forhold til hvordan han vil redusere utslipp. I flere tilfeller er det imidlertid vanskelig eller svært kostbart å måle forurensningsnivået i reseptoren. I slike tilfeller kan myndighetene velge å regulere andre ledd i prosessen.

Direkte regulering sentraliserer avgjørelsen om hvordan utslippene skal reduseres. Hovedvirkemidlene innen direkte regulering er utslippstillatelser og teknologistandard. Utslippstillatelser innebærer at myndighetene bestemmer hvor mye hver enkelt bedrift har lov til å slippe ut. Bedriftene straffes hvis de ikke oppfyller denne kvoten. En teknologistandard består av at myndighetene bestemmer at alle bedriftene må benytte en gitt teknologi for å redusere utslipp. Myndighetene må ha full informasjon om alle private kostnader ved utslippsreduksjon for at disse virkemidlene skal være kostnadseffektive. Ved uomsettelige kvoter må myndighetene kjenne hver enkelt bedrifts rensekostnad for å kunne fordele kvotene på en kostnadseffektiv måte. Figur 2.6 viser at det ikke er kostnadseffektivt å fordele kvotene likt blant bedrifter med ulike marginal rensekostnad. Når bedrift A og B begge pålegges å rense 20 enheter hver har de ulike marginale rensekostnader. Dette bryter med kriteriet for kostnadseffektivitet.

Informasjonskravet til myndighetene er den store forskjellen mellom direkte regulering og insentivbaserte virkemidler. Myndighetene må kjenne hver enkelt bedrifts marginalprofitt for at uomsettelige kvoter skal være kostnadseffektive. Teknologistandard er kun kostnadseffektivt dersom det er lønnsomt for alle bedriftene å benytte samme renseteknologi, og myndighetene kjenner denne. Ved insentivbaserte virkemidler trenger myndighetene kun informasjon om bedriftenes aggregerte marginalprofitt. Standardteorien predikerer at insentivbaserte virkemidler er kostnadseffektive selv om myndighetene har ufullstendig informasjon. Dette er fordi de tilfredstiller kravet om like marginale rensekostnader for alle forurenserne.

Samlet tilsier velferdsøkonomiske modeller at grønn skatt vil være mer effektivt enn direkte regulering. Dette hviler på tre argumenter (Perman et al., 2003, s. 234): For det første behandles informasjon effektivt i markedet. For det andre vil grønn skatt føre til at utslippsreduksjoner foretas der disse har minst reelle kostnader. Det tredje argumentet er den langsiktige virkningen av at grønn skatt gir bedriftene insentiver til å utvikle og ta i bruk ny teknologi.

2.4 Grønne skatter i praksis

Bruken av Pigou-skatter hadde sin spede begynnelse på 1980-tallet. Robert W. Hahn dokumenterte i 1989 at økonomiske virkemidler som skatt og omsettelige kvoter i liten grad hadde blitt benyttet frem til da. Men han konstaterte at enkelte land var begynt å benytte seg av disse virkemidlene på den tiden artikkelen ble skrevet. I 1991 ble CO₂-avgiften innført i Norge. Den er det viktigste økonomiske virkemiddelet i myndighetenes miljøpolitikk. I Europa er bensinavgift den viktigste grønne skatten (Kirchgässner & Schneider, 2003). Avgiftsnivået på bensin er mye høyere enn i USA, og dette er sannsynligvis årsaken til at biler produsert i Europa bruker mindre bensin per kilometer enn biler produsert i USA (*ibid*).

I løpet av 90-tallet økte bruken av grønne skatter. Ifølge Hoel (1998) er slike skatter nå utbredt i OECD-landene. Dette gjelder spesielt i Europa, der flere land har innført skatt på energikonsum (Kirchgässner & Schneider, 2003). Men grønne skatter er fremdeles relativt lite utbredt. Blant de juridiske, kommunikasjonsmessige og økonomiske virkemidlene i miljøpolitikken er de økonomiske virkemidlene minst brukt i praksis (Bressers & Huitema, 1999 refererer til Opschoor et al., 1994).

Et gjennomgående empirisk trekk er at grønne skatter sjeldent er utformet etter den teoretiske malen. Det er vanlig at skatteinntekten øremerkes spesielle formål. Et eksempel på dette er den franske skatten på luftforurensning. Der redistribueres skatteinntekten til forurenserne i form av subsidier til investering i renseteknologi (Millock & Nauges, 2006). Et annet eksempel er den svenske skatten på utslipp av nitrogenoksid. Inntekten fra skatten fordeles

mellom bedriftene på grunnlag av hvor mye energi de produserer (Tietenberg & Lewis, 2009). Virkemidlet består dermed av en skatt på utslipp og en subsidie til energiproduksjon.

Ifølge Bruvoll og Larsen (2004) har direkte reguleringer vært mer effektive enn grønn skatt i Norge. De undersøkte hvordan norske virkemidler mot klimaendringer hadde prestert. Bruvoll og Larsen fant at grønn skatt hadde kostet mer enn direkte regulering for hvert tonn CO₂-reduksjon det har resultert i. Dette er en observasjon som i stor grad stiller spørsmålstegn ved kostnadseffektiviteten til grønn skatt i praksis.

Det er et paradoks at grønne skatter, som har en slik fremtredende rolle i miljøøkonomien, benyttes i relativt liten grad. Når de benyttes avviker de ofte fra sin teoretiske mal. Standard økonomisk teori gir ingen fullgod forklaring på de empiriske observasjonene. Kan dette skyldes at standardteorien ikke fanger opp alle sentrale aspekter ved virkeligheten?

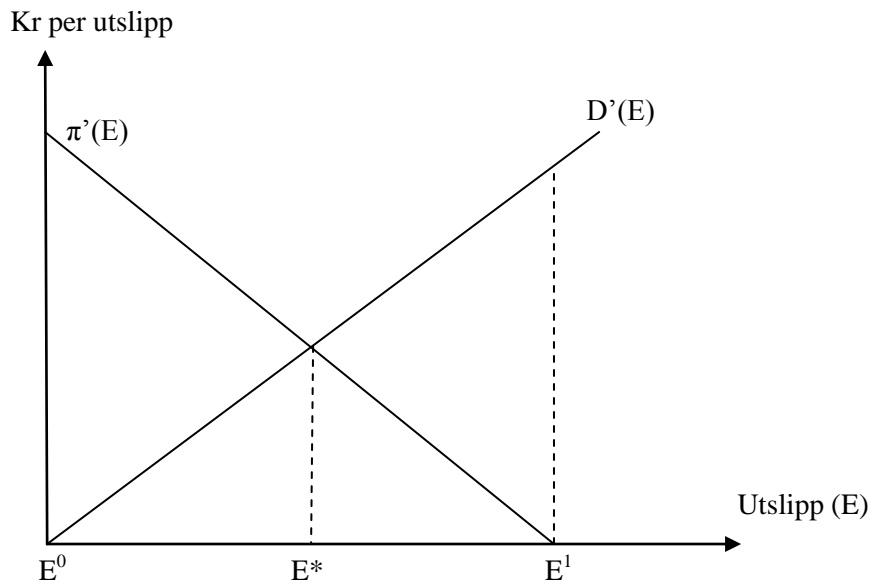
3. KRITIKK AV PIGOU-SKATT

Ronald H. Coase kritiserer i ”The problem of social cost” (1960) Pigous analyse av eksternalitetsproblemet. Kritikken fra Coase består av to ulike elementer. For det første mener Coase at Pigou-skatt slett ikke er effektivt i en modell uten transaksjonskostnader. For det andre argumenterer Coase for at transaksjonskostnader bør inkluderes i analysen. Dette kapittelet presenterer den første delen av Coases kritikk. I kapittel 4 inkluderer jeg transaksjonskostnader i analysen av grønn skatt.

3.1 Coase-teoremet

Coase diskuterer eksternalitetsproblemet i lys av eiendomsrettigheter. Som nevnt i delkapittel 2.1 skyldes eksternaliteter at eiendomsrettighetene ikke er eksklusive; aktøren bærer ikke den fulle og hele kostnaden ved sine handlinger. Coase mener at problemet kan løses dersom eiendomsrettighetene blir tildelt en av partene som er involvert i eksternaliteten, uavhengig av hvem. I en modell uten transaksjonskostnader vil partene kostnadsfritt kunne forhandle, og på denne måten løse problemet. Dette har i senere tid blitt kjent som Coase-teoremet.

Jeg illustrerer Coase-teoremet i figur 3.1, som inkluderer en bedrifts marginalprofitt av å forurense; $\pi'(E)$, og en annen aktørs marginalskaide av forurensningen; $D'(E)$. Marginalskaden er en eksternalitet; forurensere tar ikke hensyn til denne.



Figur 3.1: Coase-teoremet, forhandlingsløsning på eksternalitetsproblemet

Anta først at bedriften blir tilkjent retten til å forurense. Profittmaksimering medfører at bedriften tilpasser seg i E^1 , en tilpasning som er ineffektiv. Men dersom partene forhandler seg imellom vil utfallet endre seg. Parten som påvirkes av eksternaliteten (offeret) er villig til å betale forurenser for å redusere utslipp. For hver enhet som reduseres slipper offeret den tilhørende marginalska den. Notasjonen for hver enhet er E_i , der $E^0 \leq i \leq E^1$. Det maksimale beløpet offeret er villig til å betale for hver enkelt enhet som reduseres er dermed den tilhørende marginalska den; $D'(E_i)$.

Forurenser tjener en marginalprofitt lik $\pi'(E_i)$ for hver enhet av utslipp. For at forurenser skal være villig til å redusere utslipp må han kompenseres for marginalprofitten han taper. Forurensers kompensasjonskrav per enhet er lik $\pi'(E_i)$.

Forhandlingene vil resultere i at offeret betaler forurenser for å redusere utslippene så lenge beløpet offeret er villig til å betale; $D'(E_i)$, er større enn det forurenser krever i kompensasjon; $\pi'(E_i)$. Begge parter tjener på disse forhandlingene helt til kompensasjonsbeløpet forurenser krever er like stort som det offeret er villig til å betale. Dermed vil forhandlinger resultere i en tilpasning der marginalprofitt av utslipp er lik marginalska den av utslipp; $\pi'(E) = D'(E)$. Dette

tilfredsstiller kravet til effektiv tilpasning. Utslippsnivået etter forhandlinger er lik det effektive nivået E^* .

Anta så at offeret blir tildelt retten til å slippe forurensning. Uten forhandlinger vil offeret tilpasse seg i punktet E^0 der marginalskaen er lik null. I en forhandlingssituasjon vil det nå være forurensere som må kompensere offeret for å få tillatelse til å forurense. Hver utslippsenhet påfører offeret en tilhørende marginalska. Han vil kreve minst dette beløpet i kompensasjon for hver enhet som slippes ut.

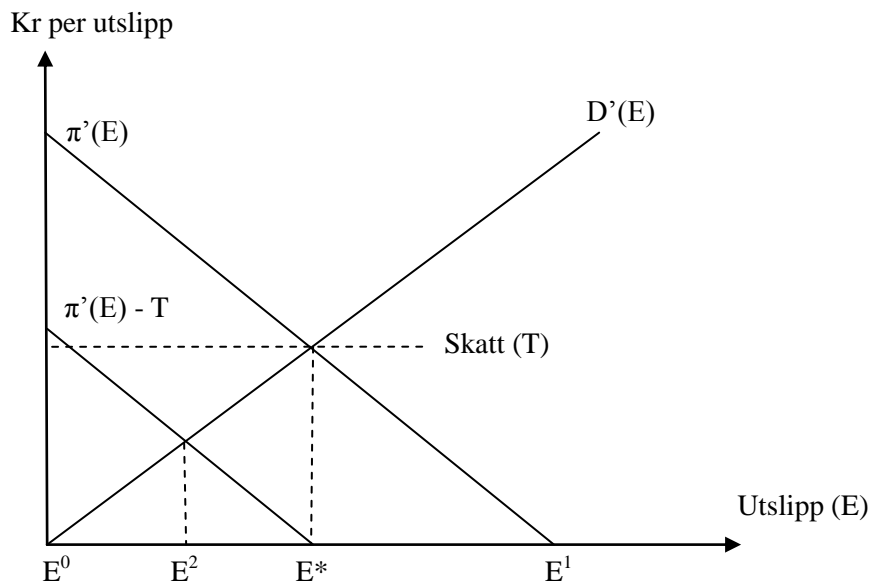
Det maksimale forurensere er villig til å betale er marginalprofitten av utslipp. Så lenge beløpet forurensere er villig til å betale overstiger det offeret krever i kompensasjon, vil partene forhandle frem økte utslipp. Igjen vil forhandlingene stoppe når kompensasjonsbeløpet er like stort som det forurensere er villig til å betale. Forhandlinger resulterer i tilpasning der marginalprofittkurven skjærer kurven for marginalska. Dermed ender partene opp med det effektive nivået på utslipp, E^* , etter forhandlingene.

Endringene som forhandlingene resulterer i er Pareto-forbedringer: Begge partene tjener på utfallet. Likevektsutfallet av forhandlinger er Pareto-effektivt: Hvis en beveger seg bort fra denne tilpasningen vil en av partene få det verre.

En nyhetsartikkel fra *New York Times* illustrerer Coase-teoremet i praksis (New York Times, 2010). Selskapet Caithness Energy bygger vindmøller i Ione i Oregon, USA. Selskapet har mottatt klager over støyen fra vindmøllene. Dette er en negativ eksternalitet som oppstår når vindmøllene er i drift. Lovverket i Oregon legger restriksjoner på støynivået fra vindmøllene. Innbyggerne har dermed eiendomsretten på sin side. Selskapets respons har vært å tilby 5000 dollar til dem som binder seg til ikke å klage på støynivået. Noen av innbyggerne har godtatt tilbudet mens andre har avslått. Dette viser at innbyggerne har ulike reservasjonspriser.

3.2 Pigou-skatter er ineffektive i en modell uten transaksjonskostnader

Coase bruker forhandlingsaspektet til å vise en logisk brist i det teoretiske grunnlaget for Pigou-skatt. Pigou-skatt skal virke ved å legge en ekstra kostnad på utslipp slik at denne reflekterer de totale marginalkostnadene for samfunnet. Forurenseren vil da oppføre seg som om han tar hensyn til den eksterne marginalkostnaden ved utslipp. Poenget til Coase er at innføring av skatt også etablerer eiendomsrettigheter. Forurensere har nå rett til å forurense, gitt at han betaler skatt på utslipp. Aktøren som påføres den eksterne kostnaden har insentiver til å betale forurensere for å redusere utslippene utover den utslippsreduksjonen som skatt medfører. Resultatet blir at Pigou-skatt resulterer i en ineffektiv tilpasning.



Figur 3.2: Innføring av skatt innebærer etablering av eiendomsrettigheter

I figur 3.2 innfører myndighetene en stykkskatt på forurensning lik T . Etter innføringen av skatten har forurensere en marginalprofitt etter skatt gitt ved $\pi'(E) - T$. Forurensere er en profittmaksimerende aktør slik at han tilpasser seg der marginalprofitten ved den siste utslippsenheten er lik null, dvs. i punktet E^* . I utgangspunktet resulterer dermed skatten i en effektiv tilpasning. Men dersom partene forhandler seg i mellom endrer dette seg.

Forurensere er villig til å redusere utslippene til et lavere nivå enn E^* dersom han får kompensasjon for den tapte marginalprofitten etter skatt som dette medfører. Offeret har insentiver til å betale forurensere for å redusere utslipp så lenge det offeret tjener i form av mindre skade per enhet; $D'(E_i)$, er større enn beløpet forurensere krever i kompensasjon. Offeret er dermed villig til å betale forurensere for å redusere utslippene så lenge marginalska den er større enn forurensers marginalprofitt etter skatt. Forurensere er indifferent mellom å slippe ut E^* og å slippe ut mindre dersom han kompenseres for den tapte profitten. Forhandlinger medfører at offeret betaler forurensere for å redusere utslipp inntil marginalprofitten *etter skatt* er lik marginalska den av utslipp; $\pi'(E) - T = D'(E)$. Den endelige tilpasningen etter forhandlingene vil dermed være i punktet E^2 . Merk at dette ikke er den samfunnseffektive tilpasningen. Den logiske bristen i det teoretiske grunnlaget for Pigou-skatt ligger i at partene vil forhandle seg i mellom etter innføringen av skatten, gitt antagelsen om ingen transaksjonskostnader.

Coase har feilaktig blitt tolket som en tilhenger av modellen uten transaksjonskostnader. Dette er fordi Coase-teoremet baserer seg på en slik modell. Men som vist var Coase-teoremet kun ment for å illustrere inkonsistensen i Pigous analyse. Hovedpoenget til Coase var å poengtere hva som skjer i de mange tilfellene der transaksjonskostnadene ikke kan neglisjeres (McCloskey, 1998, s. 368). Det viktigste budskapet til Coase er at transaksjonskostnader er en viktig del av virkeligheten og derfor må inkluderes i analysen.

"The world of zero transaction costs has often been described as a Coasian world. Nothing could be further from the truth. It is the world of modern economic theory, one which I was hoping to persuade economists to leave." (Coase, 1988, s. 174)

4. TRANSAKSJONSKOSTNADER

Virkemidler for å løse eksternaliteter kan potensielt involvere store transaksjonskostnader. Grunnen er at de mest alvorlige eksternalitetsproblemene involverer mange aktører, både som forårsaker og som påvirkes av eksternaliteten. Ofte er det vanskelig eller svært kostbart å relatere en aktørs skade til en annen aktørs handlinger. Et eksempel er klimaendringer som har global påvirkningskraft. Ved klimaendringer er det også et spørsmål om hvem som kan forhandle på vegne av fremtidige generasjoner. Coase sitt hovedpoeng er at sterkt forenklet velferdsøkonomisk teori ikke kan brukes til å lage gode virkemidler for å løse eksternalitetsproblemet (McCloskey, 1998):

“Without the concept of transaction costs, it is my contention that it is impossible to understand the working of the economic system, to analyze many of its problems in a useful way, or to have a basis for determining policy.” (Coase, 1988, s. 6)

Transaksjonskostnader er kostnadene ved å drifte det økonomiske systemet (Vatn, 2005, s. 43 refererer til Arrow, 1969, s. 48). Disse kostnadene består av å innhente informasjon, få i stand avtaler, og oppfølging av disse avtalene (Dahlman, 1979).

Informasjon er verdifullt dersom en ønsker å foreta en transaksjon i markedet. Standardteori antar ofte at alle har full informasjon. Slik er det ikke i virkeligheten. Derfor er en aktør i markedet villig til å betale for informasjon som er relevant for det salget eller kjøpet han ønsker å foreta. Et eksempel på dette er bruken av eiendomsmeglere ved salg av bolig. Dersom boligselgeren hadde full informasjon om det formelle ved boligsalget og markedet for boliger, ville eiendomsmeglere vært unødvendige. Eiendomsmeglere selger informasjon. De utgjør en transaksjonskostnad ved kjøp og salg av bolig.

Informasjonskostnadene øker jo mer informasjon som kreves. For å oppnå en tilnærmet optimal løsning på forurensningsproblemer ved hjelp av sentraliserte beregninger kreves det

enorme mengder informasjon (Baumol & Oates, 1975, s. 135). Resultatet er at myndighetene som regel setter utslippsmål basert på en normativt valgt verdi. Velferdsgevinsten blir mindre jo lengre vekk dette målet er fra det optimale nivået på utslipp.

Avtalekostnader er den andre delen av transaksjonskostnader. Avtaler og kontrakter er en viktig del av det økonomiske systemet. Disse reduserer usikkerheten om hvordan andre kommer til å oppføre seg. Uten kontrakter eksisterer det sterke insentiver til å bryte inngåtte avtaler. Spillet "Fangenes dilemma" illustrerer hvordan kontrakter kan være en forutsetning for Pareto-forbedringer. Spillet består av to fanger. Hver fange står overfor en fengselstraff på 5 år. Dersom fangen angir den andre fangen reduseres straffen med 1 år. Fangen som blir angitt får 2 års økt straff. Jeg formaliserer belønningsstrukturen i spillet i tabell 4.1.

		Fange B	
		Angi	Ikke angi
Fange A	Angi	(6 , 6)	(4 , 7)
	Ikke angi	(7 , 4)	(5 , 5)

Tabell 4.1: Belønningsstrukturen i "Fangenes dilemma" (Note: Det første tallet i hver rute angir straff for fange A, det andre tallet for fange B)

Begge fangene ønsker å minimere lengden på fengselsstraffen. Hver av spillerne har en dominant strategi. Straffen blir minst dersom fangen velger å angi, uavhengig av hvorvidt den andre fangen angir eller ikke. Derfor blir likevekten i spillet at begge fangene angir hverandre. Dette er en Nash-likevekt, definert som at hver spiller har valgt optimalt gitt den andre spillerens valg. Men begge parter hadde kommet bedre ut dersom de kunne forpliktet seg til ikke å angi hverandre. Dette illustrerer viktigheten av kontrakter. En fungerende kontrakt kunne fått begge fangene til å forplikte seg til ikke å angi motparten. Dette gir grunnlag for en Pareto-forbedring.

Kostnadene ved å få i stand avtaler øker jo flere parter som er involvert. Utformingen av kontrakten blir vanskeligere jo flere ulike preferanser den skal tilfredsstille. Mange forurensningsproblemer involverer mange aktører både på forurensingssiden og blant dem som påvirkes. Klimaendringene er et ekstremt eksempel på et slikt tilfelle. Det høye antallet involverte parter medfører høye avtalekostnader.

Den siste delen av transaksjonskostnadene er oppfølging og kontrollering av inngåtte avtaler. For at kontrakter skal fungere må hver part være sikker på at alle oppfyller sine forpliktelser. I noen tilfeller kan dette være vanskelig å observere. I så fall er det kostbart å følge opp avtalen. Hvis ikke partene kontrolleres har de ingen insentiver til å oppfylle sine forpliktelser dersom disse strider mot egne interesser.

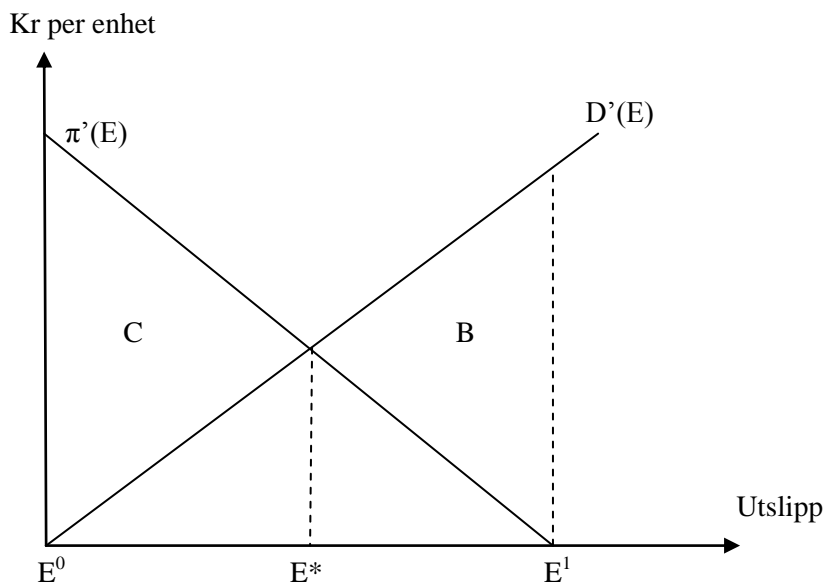
Som tidligere nevnt skyldes eksternaliteter ineffektive eiendomsrettigheter. I en verden uten transaksjonskostnader vil forhandlinger løse eksternalitetsproblemet. Alle involverte parter har insentiver til å forhandle frem en løsning i form av effektive eiendomsrettigheter. For Coase innebærer dette at eksternalitetsproblemene vi observerer må være et resultat av transaksjonskostnader. Transaksjonskostnadene ved å opprette effektive eiendomsforhold er større enn gevinsten av å internalisere eksternaliteten. Eksternaliteter er relevante fordi de indikerer at det eksisterer transaksjonskostnader (Dahlman, 1979, s. 141).

Velferdsøkonomisk analyse av grønn skatt er basert på en modell uten transaksjonskostnader. Men eksternaliteter kan ikke eksistere uten transaksjonskostnader, slik at i en modell uten transaksjonskostnader er grønn skatt unødvendig. For å utføre en konsistent analyse må derfor grønn skatt analyseres i en modell som inkluderer transaksjonskostnader.

4.1 Grønn skatt i en modell som inkluderer transaksjonskostnader

I denne modellen oppstår eksternaliteter fordi faste transaksjonskostnader overstiger gevinsten av å internalisere eksternaliteten. Coase (1960) postulerer at dersom transaksjonskostnadene

er lavere enn gevinsten, vil partene løse eksternaliteten gjennom forhandlinger. Figur 4.1 viser en situasjon der forhandlingene involverer faste kostnader. Selv de enkleste forhandlinger legger beslag på tid og arbeid. Forhandlinger som involverer større grupper er mer kostbare. Når forhandlingene involverer mange vil i tillegg hvert individ ha incentiver til å være gratispassasjer.



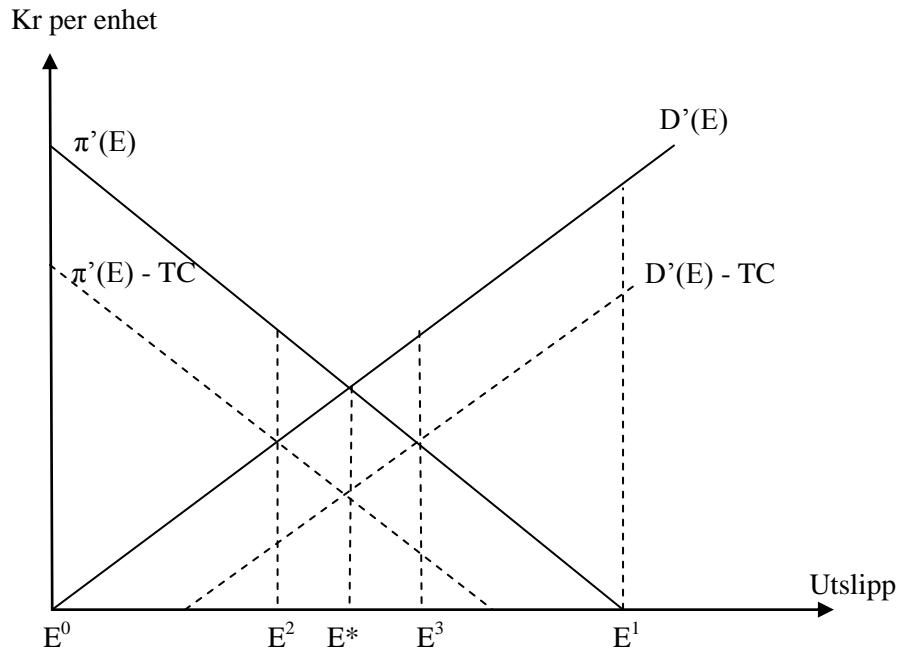
Figur 4.1: Faste transaksjonskostnader

I figur 4.1 vil eksternaliteten kun vedvare dersom de faste transaksjonskostnadene er høyere enn både C og B. Dersom transaksjonskostnadene er lavere enn B predikerer Coase-teoremet at partene vil løse eksternaliteten ved at forurensere får rettighetene. Resultatet av forhandlinger vil være effektiv tilpasning med utslippsnivå lik E^* . Dersom transaksjonskostnadene er lavere enn C predikerer Coase at partene vil løse eksternaliteten ved at offeret får rettighetene. Igjen vil forhandlingene medføre effektiv tilpasning. Så lenge de faste transaksjonskostnadene er mindre enn B eller C har de altså ingen innvirkning på utfallet i forhold til modellen uten transaksjonskostnader. Forhandlinger resulterer i utslipp lik E^* . Den eneste effekten vil da være at den totale gevinsten ved forhandlinger reduseres.

Faste transaksjonskostnader som er større enn både C og B gjør forhandlinger ulønnsomme. Eksternaliteten vil da bestå. Figur 4.1 viser at det endelige utslippsnivået da vil avhenge av hvem som blir tildelt eiendomsrettighetene. Dersom forurensere blir tildelt rettighetene vil utslippene være på sitt maksimale nivå; E^1 . Blir offeret tildelt rettighetene vil utfallet være null utslipp; E^0 . Dette illustrerer at eksternaliteter er resiproke i sin natur; de virker begge veier (Coase, 1960). Pigous analyse baserer seg på at det er forurensere som påfører offeret en eksternalitet. Men hvis offeret har eiendomsrettighetene påføres forurensere en eksternalitet fordi han ikke kan produsere. Coase argumenterer for at det optimale er aktøren som påføres den største kostnaden av eksternaliteten får rettigheten. Hvem som påføres den største kostnaden avhenger av elastisiteten til marginalprofitten og marginalskaen. Elastisiteten uttrykker hvor mye marginalprofitten/marginalskaen avhenger av utslipp. Jo høyere elastisitet, jo mer avhenger størrelsen av utslipp. Den parten som er mest avhengig av utslipp vil påføres den største kostnaden av eksternaliteten. Dersom marginalprofitten er relativt mest elastisk vil areal C være størst. I så fall er det effektivt at forurensere har rettighetene. Hvis marginalskaen er relativt mest elastisk vil areal B være størst. Da er den effektive løsningen at offeret har rettighetene.

Grønn skatt baserer seg *a priori* på å gi rettighetene til forurensere. Modellen med transaksjonskostnader viser at dette kun er en effektiv løsning dersom marginalprofitten er relativt mest elastisk. I de situasjonene der marginalskaen er relativt mest elastisk er grønn skatt et ineffektivt virkemiddel.

Dersom det eksisterer variable transaksjonskostnader ved å løse eksternaliteten vil det påvirke utslippsnivået. Figur 4.2 illustrerer situasjonen.



Figur 4.2: Variable forhandlingskostnader (Figuren er hentet fra Vatn 2005, s. 371)

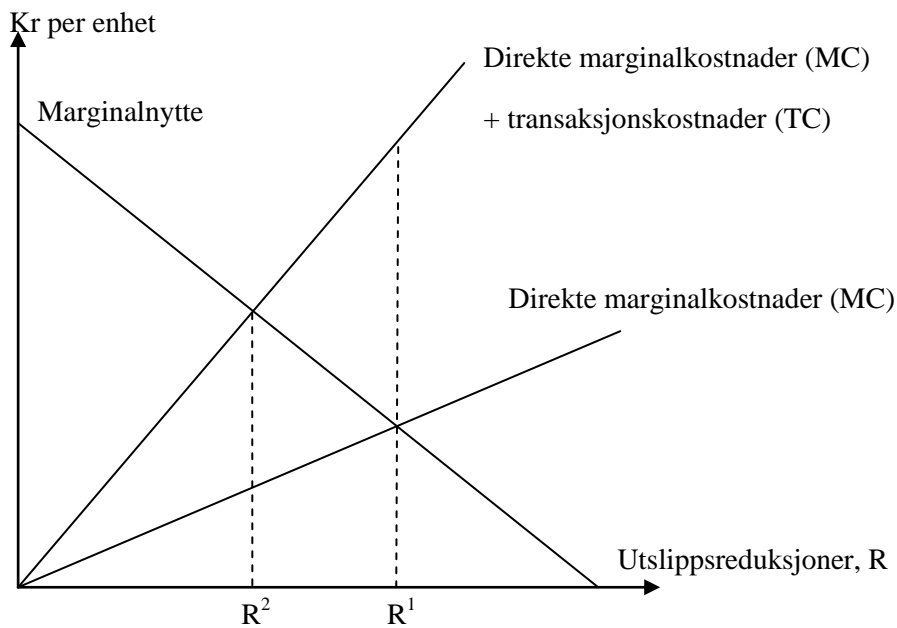
Hvis forurensere tilkjennes rettighetene vil han i utgangspunktet tilpasse seg i E^1 . Som vist tidligere har offeret insentiver til å betale forurensere for å redusere utslippene. Men beløpet offeret er villig til å betale er nå mindre. Dette er fordi det påløper en forhandlingskostnad for hver enhet av utslippsreduksjon som forhandles frem. Jeg antar at denne bæres av den parten som ikke tildeles rettighetene. Dette kan være rimelig å anta fordi parten som har retten på sin side må tjene på resultatet av forhandlingene. Betalingsviljen til offeret er gitt ved marginalsgraden minus transaksjonskostnaden; $D'(E) - TC$. Utfallet av forhandlinger vil være en tilpasning i skjæringspunktet mellom $D'(E) - TC$ og $\pi'(E)$. I figur 4.2 vil da nivået på utslipp være lik E^3 .

Alternativt kan offeret ha retten på sin side. Utgangspunktet for forhandlinger blir da null utslipp; E^0 . Forurensere har insentiver til å betale for å få lov til å slippe ut. Beløpet forurensere er villig til å betale reduseres av at han må betale forhandlingskostnader per enhet utslipp som forhandles frem. Forurensere er villig til å betale marginalprofitten av utslipp minus transaksjonskostnadene per enhet; $\pi'(E) - TC$. Forhandlinger utnytter alle muligheter for Pareto-forbedringer, slik at partene ender opp i punktet der marginalprofitt minus

transaksjonskostnader er lik marginalsgraden av utslipp. I figur 4.2 gir dette et nivå på forurensning lik E^2 .

Variable transaksjonskostnad medfører at det endelige utfallet påvirkes av hvilken av partene som tildeles rettighetene. Hvis forurensere blir tildelt rettighetene vil det effektive nivået på utslipp overstige det optimale nivået i modellen uten transaksjonskostnader; $E^3 > E^*$. Hvis offeret får rettighetene vil det effektive nivået på utslipp være mindre enn det optimale nivået i modellen uten transaksjonskostnader; $E^2 < E^*$. Dette betyr ikke at E^3 og E^2 er ineffektive løsninger. Gitt positive transaksjonskostnader representerer de løsningene som maksimerer samfunnets totale velferd dersom henholdsvis forurensere eller offeret får eiendomsrettighetene. I en modell uten transaksjonskostnader vil utfallene E^3 og E^2 fremstå som ineffektive løsninger. Forurensningen vil fremdeles fremstå som en eksternalitet fordi utslippsnivået avviker fra det optimale nivået i modellen uten transaksjonskostnader. Men min analyse viser at det som fremstår som eksternaliteter i en modell uten transaksjonskostnader kan være effektive løsninger i en modell med transaksjonskostnader.

Figur 4.3 viser forskjellen på tilpasning i en modell med transaksjonskostnader kontra en modell uten transaksjonskostnader. R^1 er det optimale nivået på utslippsreduksjoner dersom virkemiddelet er uten transaksjonskostnader. Hvis modellen inkluderer transaksjonskostnader er det optimalt med færre utslippsreduksjoner, i figuren illustrert som nivået R^2 . Desto større transaksjonskostnadene ved sentraliserte løsninger er, desto lavere er det optimale nivået på utslippsreduksjoner.



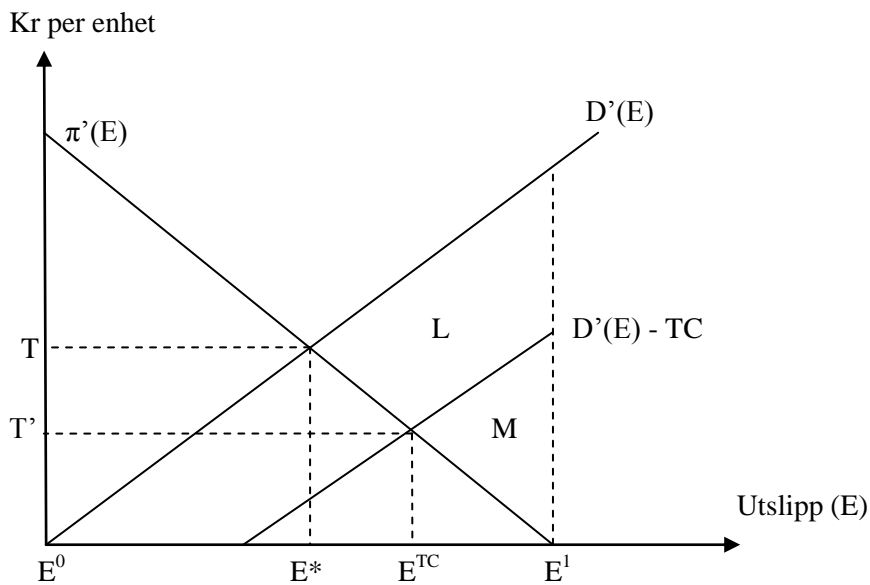
Figur 4.3: Tilpasning med og uten transaksjonskostnader

Transaksjonskostnader har betydning for gevinsten av statlig inngripen i modellen. Dersom de faste transaksjonskostnadene ved myndighetenes inngripen er større enn den totale eksterne skaden vil en inngripen medføre et tap for samfunnet. Variable transaksjonskostnader som avhenger av hvor mye utslippene reduseres vil resultere i at det er optimalt med færre utslippsreduksjoner.

Dette gjelder også for det aggregerte nivået på offentlige virkemidler mot eksternaliteter. Dersom det er variable transaksjonskostnader involvert vil det *ceteris paribus* være effektivt å gripe inn færre steder. I situasjoner med tilstrekkelig lav ekstern marginalskaade eller tilstrekkelig høy transaksjonskostnad vil "laissez faire" være den effektive løsningen.

Bruk av grønn skatt medfører et tap for samfunnet dersom de faste transaksjonskostnadene overstiger dødvektstapet eksternaliteten forårsaker. I figur 4.4 er det effektivt å innføre skatt hvis og bare hvis faste transaksjonskostnader er mindre enn $L + M$.

Den optimale skattesatsen reduseres ved variable transaksjonskostnader. I figur 4.4 representeres de som et negativt skift i marginalsgraden av utslipp. Transaksjonskostnaden per enhet utslippsreduksjon må trekkes fra marginalnyttens av å redusere utslipp. Marginalnyttens av å redusere utslipp er den negative av marginalsgraden av utslipp. Gitt variable transaksjonskostnader av størrelsen TC vil den optimale tilpasningen være i skjæringspunktet mellom $\pi'(E)$ og $D'(E) - TC$. Det effektive nivået på utslipp er E^{TC} . Dette er høyere enn det effektive nivået på utslipp i en modell uten transaksjonskostnader; E^* . Den optimale skattesatsen er nå T' . Denne er lavere enn den optimale skattesatsen uten transaksjonskostnader. Dersom det i tillegg eksisterer faste transaksjonskostnader som er større enn arealet M i figur 4.5, vil det være ulønnsomt å innføre skatten.

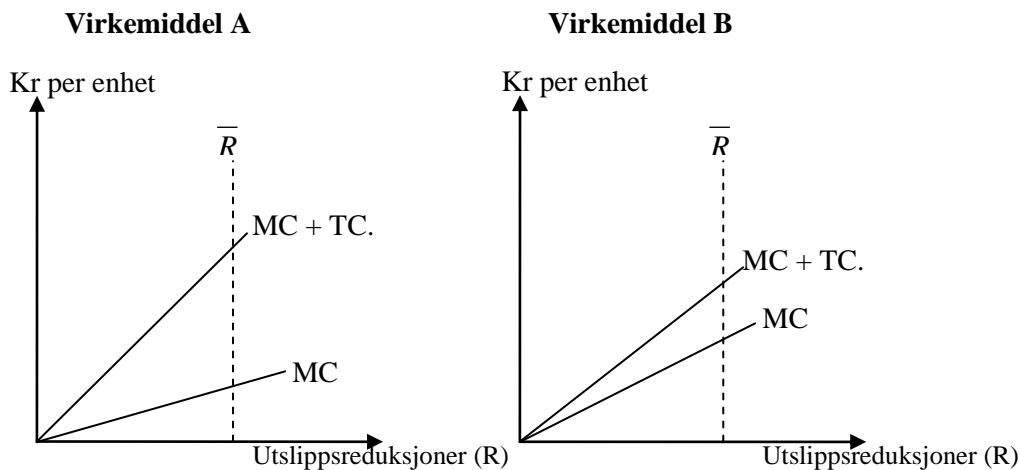


Figur 4.4: Transaksjonskostnader ved Pigou-skatt

4.1.1. Kostnadseffektivitet i en modell med transaksjonskostnader

Transaksjonskostnader kan ha innvirkning på hvilket virkemiddel som er kostnadseffektivt. I valg av virkemiddel skal transaksjonskostnader inkluderes. Både variable og faste

transaksjonskostnader virker inn på hvilket virkemiddel som er kostnadseffektivt. Virkemiddelet med de laveste totale kostnadene er kostnadseffektivt. Figur 4.5 viser en situasjon der transaksjonskostnadene avgjør hvilket virkemiddel som er kostnadseffektivt.



Figur 4.5: Transaksjonskostnader og valg av virkemiddel

I figur 4.5 har myndighetene bestemt seg for et gitt nivå på utslippsreduksjoner lik \bar{R} . Myndighetene må velge mellom virkemiddel A eller virkemiddel B. I en modell uten transaksjonskostnader fremstår virkemiddel A som kostnadseffektivt. De marginale kostnadene, MC, ved dette virkemiddelet er lavere enn for virkemiddel B. Men B er det kostnadseffektive virkemiddelet i en modell som inkluderer transaksjonskostnader. Dette er fordi virkemiddel A involverer større transaksjonskostnader enn virkemiddel B.

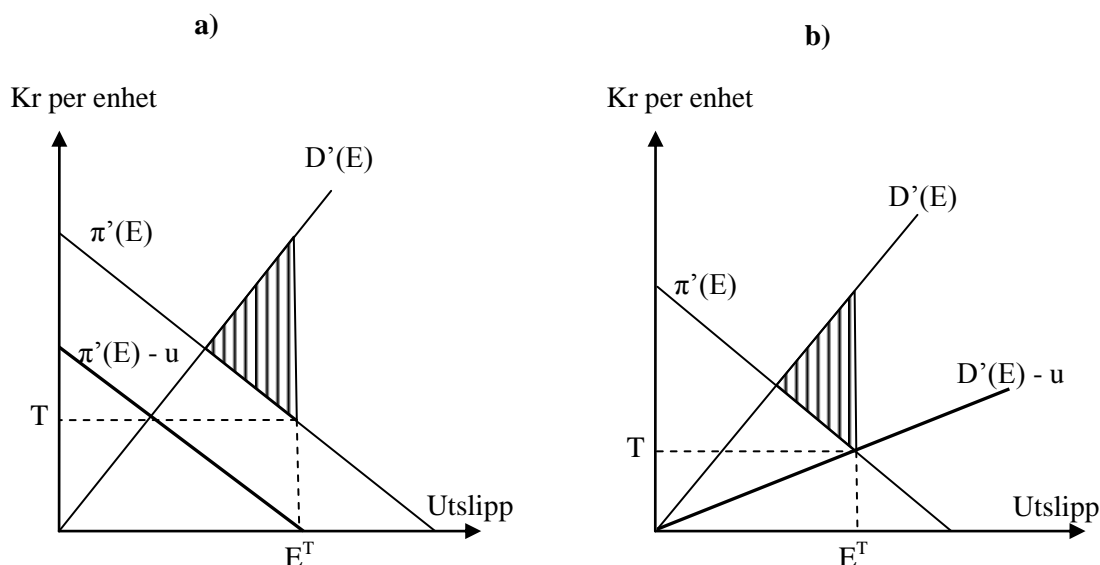
I en modell som inkluderer transaksjonskostnader er det uvisst om grønn skatt er kostnadseffektivt. Alle virkemidler involverer transaksjonskostnader i en eller annen form. Det er informasjonskostnader forbundet blant annet med å sette riktig utslippsmål. Det er avtalekostnader i form av forhandlinger, motstand og protester ved valg og innføring av virkemidler. Disse består i stor grad av kostnader i den politiske prosessen. Til slutt er det oppfølgingskostnader ved kontrollering av at virkemiddelet blir gjennomført. Derfor er det av

interesse å finne ut hvilke transaksjonskostnader som oppstår ved grønne skatter i forhold til andre virkemidler.

4.2 Informasjonskostnader

En effektiv grønn skatt krever at myndighetene har full informasjon om aggregert marginalprofitt og marginalskaide av utslipp. Dersom myndighetene setter en skattesats basert på feil informasjon om en av disse størrelsene vil dette medføre et dødvektstap. I figur 4.6 illustreres tilfellene der myndighetene har feil informasjon om enten marginalprofitt eller marginalskaide. I figur 4.6 a) har myndighetene feil informasjon om marginalprofitten. Den reelle marginalprofitten i markedet er gitt ved $\pi'(E)$. Myndighetene baserer seg derimot på en marginalprofitt lik $\pi'(E) - u$, der u representerer hvor mye myndighetenes anslag avviker fra den reelle marginalprofitten. Basert på informasjonen myndighetene har tilgjengelig setter den en skattesats lik T . Som vist i figuren fører dette til for mye utslipp og et dødvektstap lik det skraverete området.

Figur 4.6 b) illustrerer situasjonen der myndighetene baserer seg på et for lavt anslag om marginalskaide av utslipp. Den reelle marginalskaide er gitt ved $D'(E)$, mens myndighetenes anslag er gitt ved $D'(E) - u$. Myndighetene setter en skattesats lik T . Dette medfører for mye utslipp og et dødvektstap lik det skraverete området i figuren.



Figur 4.6: Dødvectstap ved usikkerhet

I eksemplene i figur 4.6 har myndighetene for lave anslag på henholdsvis marginalprofitt og marginalskaide. I figuren setter myndighetene en skattesats lik T . Bedriftenes tilpasning til denne skattesatsen er å slippe ut E^T . Dette er et for høyt nivå av utslipp. Dersom myndighetene baserer seg på for høye anslag på marginalprofitt og marginalskaide, vil det føre til at myndighetene setter en for høy skattesats. Dette fører til for lave nivåer av utslipp i forhold til det som er optimalt, og dermed til et dødvectstap. Kostnadene ved usikkerhet består både av kostnadene ved å sette feil mål og kostnadene ved å oppnå dette målet.

En effektiv skattesats stiller krav til myndighetenes informasjon. Er det rimelig å anta at myndighetene har tilgang til denne informasjonen? Myndighetenes informasjon om den eksterne marginalskaide av utslipp varierer fra situasjon til situasjon. I enkelte tilfeller er den fysiske skaden synlig og observerbar, for eksempel ved forsøpling. Hvor stor verdi skaden innebærer kan likevel være vanskelig å vurdere. I andre tilfeller er den fysiske skaden av utslippet uviss. Helsemessige konsekvenser og estetiske kostnader er ikke bare svært vanskelige å måle, men også vanskelige å verdisetze (Baumol & Oates, 1975, s. 136). Et eksempel på hvor usikker marginalskaide kan være er klimaendringer, der skadeomfanget og konsekvensene er svært usikre. I tillegg skjer skaden over et langt tidsperspektiv. For å sette

en optimal Pigou-skatt i et dynamisk perspektiv må følgende betingelser oppfylles (Sandmo, 2000, s. 37): i) Den fysiske skaden i alle fremtidige perioder må estimeres, ii) Verdien av all fremtidig skade må verdisettes ved hjelp av den korresponderende marginale betalingsviljen, iii) Alle fremtidige verdier må diskonteres til sin nåverdi. Disse tre betingelsene innebærer store kostnader ved å innhente nøyaktig informasjon om marginalskaaden av utslipp. Det er også verdt å påpeke at det er marginalskaaden *ved optimalt utslippsnivå* som er relevant for å sette en korrekt skattesats, ikke marginalskaaden i utgangspunktet. Dette gjør estimeringen av marginalskaade til en vanskelig og kostbar affære.

Selv i de tilfeller der marginalskaaden er relativt lett å observere er det kostbart å estimere marginalskaaden. En av grunnene til dette er at miljøgoder sjeldent har en markedspris. Økonomer har utviklet en rekke metoder for å estimere verdien av miljøgoder. Eksempelvis spørreundersøkelser og studier av hva folk er villige til å bruke på reisekostnader. Selv om disse metodene kan brukes til å anslå marginalskaaden gir de aldri et nøyaktig estimat. Metodene er også kostbare å gjennomføre. De er en del av transaksjonskostnadene ved å hente inn informasjon om marginalskaaden.

Den aggregerte marginalprofitten til forurenserne er mer observerbar. Her kan markedspriser benyttes til estimering. Bedriftene har også regnskap som kan benyttes. Men dette er informasjon som er tilgjengelig først og fremst for bedriftene, ikke for myndighetene. Myndighetene er avhengige av at bedriftene er villige til å gi fra seg informasjon frivillig. Et viktig begrep i så måte er insentivkompatibilitet. Et virkemiddel er insentivkompatibelt hvis det gir bedriftene insentiver til å oppføre seg på en måte som er kompatibel med myndighetenes mål (Perman et al., 2003, s. 258). Grønn skatt er ikke insentivkompatibelt fordi bedriftene har insentiver til å underdrive sin marginalprofitt av utslipp. Jo lavere myndighetenes anslag på marginalprofitten er, jo lavere vil de sette skattesatsen. Lavere skattesats betyr lavere kostnader for forurenser. Kostnadene ved å få forurenserne til å gi fra seg korrekt informasjon kan forventes å øke jo sterkere insentiver de til for å holde denne skjult.

Insentivkompatibilitet kan også påvirke myndighetenes estimering av marginalskaen. Myndighetene kan enten estimere denne selv eller basere seg på informasjon fra dem som rammes av forurensningen. Det første er mest aktuelt i situasjoner der det er uklart hvem som rammes, og i situasjoner med mange påvirkede parter. I situasjoner der det er klart hvem som rammes kan det i utgangspunktet være effektivt å innhente informasjon fra dem. Tapet de påføres kan de lettest vurdere selv. Kostnadene ved å finne denne informasjonen vil derfor være lavest om myndighetene får denne direkte fra de som rammes av forurensningen. Men heller ikke for dem er grønn skatt insentivkompatibelt. I dette tilfellet eksisterer det insentiver til å overdrive marginalskaen. Dette fører til en høyere skattesats. Da blir det relativt dyrere å forurense, og utslippene vil reduseres mer. Dette fører til et mindre tap for dem som blir påvirket av forurensningen. Men for samfunnet vil det medføre et effektivitetstap fordi forurensningen reduseres mer enn det som er optimalt.

4.2.1 Taus kunnskap

Selv om bedriftene og ofrene er villige til å overføre informasjon til myndighetene er det ikke gitt at informasjonen *kan* overføres. Friedrich Hayek (1945, s. 519) argumenterer for at kunnskapen som kreves for å løse økonomiske maksimeringsproblemer aldri eksisterer i konsentrert eller integrert form. Ifølge Hayek er kunnskap tids- og situasjonsbetinget. Kunnskapen er individspesifikk og kan ikke uten videre overføres til myndighetene. Denne kunnskapen kan kun utnyttes dersom beslutningen tas av, eller i samråd med alle involverte individer (Hayek, 1945, ss. 521-522). Denne typen kunnskap kalles for taus kunnskap (tacit knowledge). I form av sin natur fanges ikke taus kunnskap opp av statistikker og er dermed utilgjengelig for myndighetene. Et annet aspekt er at aggregert kunnskap er statisk. Den lokale kunnskapen kan lettere fange opp dynamikken i forureningsproblemer.

Dersom beslutningene skal tas på individnivå må hvert individ få tilført den nødvendige kunnskapen. Hayek mener at dette enklest skjer gjennom prismekanismen (Hayek, 1945, s. 525). Individet kan ta sin beslutning basert på det relative prisforholdet mellom varer og tjenester, og trenger ikke ta hensyn til hvorfor ting er som de er. Hayek bruker følgende eksempel til å forklare prismekanismens fremragende evne til å koordinere beslutninger: Anta at det har oppstått nye bruksmuligheter for tinn. Dette medfører økt knapphet på tinn.

Brukerne av tinn merker at prisen stiger. Som et resultat av dette økonomiserer de bruken av tinn. Hvert individ trenger ikke kunnskap om hvorfor tinn er blitt dyrere. Effekten vil spre seg gjennom hele økonomien og påvirke ”ikke bare bruken av tinn, men også tinnets substitutter og substituttenes substitutter, tilbudet av alle varer produsert av tinn, deres substitutter, og så videre.” (oversatt fra Hayek, 1945, s. 526). Alle individer opptrer effektivt selv om hvert individ kun har tilgang til begrenset informasjon.

I tilfellet med eksternaliteter reflekterer ikke prisen den fulle og hele kostnaden for samfunnet. Standard velferdsøkonomi postulerer at en skatt på eksternaliteten vil korrigere misforholdet og benytte prismekanismen til å påvirke individets beslutninger. Basert på Hayeks argumentasjon om iboende kunnskap og prismekanismens fortreffelighet fremstår grønne skatter som mer kostnadseffektive enn direkte regulering. Grønn skatt stiller lavere krav til informasjon fra myndighetenes side og utnytter i langt større grad den iboende individspesifikke kunnskapen. Informasjonskostnadene ved virkemiddelet fremstår derfor som lavere enn ved alternativene.

Et ankepunkt er at prisen på forurensning fastsettes av myndighetene. I motsetning til markedspriser reflekterer ikke skattesatsen forhold på tilbuds- og etterspørselsiden. Spørsmålet er om myndighetene, uten tilgang til den individspesifikke kunnskapen, på noen måte kan fastslå prisen på forurensning nøyaktig. Kanskje er det slik at eksisterende institusjoner, som ikke virker gjennom prismekanismen, men som i større grad drar veksler på individspesifikk kunnskap, tilbyr en mer effektiv løsning på forurensningsproblemet? Dersom kunnskap forringes i kommunikasjon med andre vil de-sentraliserte løsninger bedre kunne nyttiggjøre seg tilgjengelig informasjon. Sentraliserte løsninger som skatt vil måtte basere seg på aggregert innsamlet informasjon. Ifølge Hayek vil myndighetenes informasjon alltid være mindre enn den totale informasjonen i markedet. I så fall vil myndighetene ha høyere informasjonskostnader enn desentraliserte løsninger.

Vanskelighetene ved å estimere marginalsgraden og den aggregerte marginalprofitten til forurenserne, medfører at myndighetene i praksis setter utslippsmål basert på normative vurderinger. Men slike mål er ofte basert på kunnskapen som er tilgjengelig, slik at

informasjonskostnadene ikke forsvinner ved normative mål. I tillegg øker normative mål sannsynligheten for at utslippsmålet ligger så langt fra den optimale tilpasningen at den totale velferden går ned istedenfor opp. Kritikken mot standardteorien svekkes heller ikke av normative mål i den grad standardteorien presenterer grønne skatter som en løsning på problemer der marginalskaen og marginalprofitten *kan* estimeres.

4.3 Avtalekostnader

Det er avtalekostnader i økonomien. Disse utelates i standard velferdsøkonomi. Aktørene motiveres i standardteorien av egoistisk nyttemaksimering. Myndighetene beskrives som en enkelt aktør hvis motivasjon er å maksimere total velferd i samfunnet. Implementering av skatt beskrives dermed som kostnadsfri prosess. Myndighetene møter ingen motstand og implementerer alltid det mest effektive virkemiddelet. Politikk presenteres som en rasjonell prosess med konsistens mellom mål og virkemiddel. Denne enkle beskrivelsen av prosessen rundt valg og implementering av virkemiddel er urealistisk.

Realiteten er at staten består av mange aktører. Hver av disse statlige aktørene består igjen av individer. Jeg vil derfor forsøke å fremstille de statlige aktørene på en mer realistisk måte og få frem hva som motiverer dem. For å oppnå dette anvender jeg en Public Choice modell. Dette er en teoretisk retning der det ikke skilles mellom rasjonaliteten blant individene i markedet og rasjonaliteten i staten; alle opptrer egoistisk. Med egoisme menes her at individene motiveres av personlige mål og opptrer kalkulerende for å maksimere disse. Politikk blir derfor en prosess som tar tid og krever ressurser. Det eksisterer transaksjonskostnader ved å velge og implementere virkemidler. Jo mer et virkemiddel strider mot viktige egeninteresser, jo vanskelige (og derfor mer kostbart) vil det være å forhandle frem en avtale. En Public Choice modell analyserer motivene til gruppene som er involvert i den politiske prosessen; politikerne, velgerne, byråkratene og interessegruppene.

4.3.1 Politikerne

I Public Choice modellen motiveres politikerne av ønsket om å gjenvelges. Dette betyr at politikernes oppførsel er betinget av velgernes preferanser. Politikernes beslutninger må

oppfattes som legitime av et flertall av befolkningen. Siden politisk makt også avhenger av støtte fra andre innflytelsesrike grupper må politikerne ta hensyn til interessegrupper og byråkratiet. Men politikken som føres avhenger ikke kun av hensynet til å bli gjenvalgt. Ifølge partisaner-hypotesen (Kirchgässner & Schneider, 2003 refererer til Hibbs, 1977) er valg mer en betingelse politikerne jobber under; gjennomfør politikk så lenge den ikke setter gjenvalg i fare. Derfor kan ulike regjeringskonstellasjoner føre en mer eller mindre sterk miljøpolitikk enn hva flertallet av velgerne ønsker. Avtalekostnaden ved grønn skatt avhenger derfor av den til enhver tid sittende regjeringskonstellasjonen. Avtalene vil reforhandles over tid etter hvert som regjeringskonstellasjonen endrer seg. Dersom de politiske partiene har ulik holdning til grønn skatt vil kostnadene ved å få i stand en varig avtale øke.

Politikk preges av maktkamper mellom ulike grupperinger. For å unngå konflikter foretrekker ofte den sittende regjeringen å bruke flere ulike virkemidler (Bruvoll & Dalen, 2008, s. 1). Dette kan forklare hvorfor myndighetene ikke ønsker å benytte seg utelukkende av grønn skatt. I tillegg tar politikerne hensyn til flere kriterier enn kostnadseffektivitet (Bressers & Huitema, 1999). Ifølge Hoel (1998) kan politikere gi høy prioritet til kriteriet om å nå utslippsmålet med størst mulig grad av sikkerhet. Dersom politikerne har slike preferanser kan de foretrekke direkte regulering fremfor grønne skatter.

Politikerne kan foretrekke *status quo*, enten i form av "laissez faire", eller i form av allerede velprøvde virkemidler som direkte regulering. Grunnen til dette er sunkne kostnader. Dette er verdier som allerede er investert i produksjonsutstyr, organisasjonsstruktur, etc. Slike kostnader skal ikke tas hensyn til i en nytte/kostnads-analyse. Likevel tyder empiriske studier på at folk tar hensyn til sunkne kostnader (Frank, 2003, s. 274). Siden politiske styresmakter består av individer er det ingen grunn til at dette ikke skal gjelde i politikken også. Risikoaversitet vil øke motstanden mot å bevege seg vekk fra utgangspunktet dersom skaden ved forurensning, eller effekten av grønn skatt, er usikker.

Demokratiske regjeringer er opptatt av kortsiktige gevinster som kan bidra til gjenvalg. Miljøproblemer er derimot ofte av langsiktig art. Dette argumentet tilsier at demokratiske regjeringer vil være negative til å innføre grønn skatt. Politikere fokuserer på politikk som

favoriserer en konsentrert og identifiserbar gruppe av velgere (Sandmo, 2000, s. 151). Dette vil typisk være grupper som forårsaker eksternaliteten heller enn rammes av den.

Men andre argumenter tilsier at politikerne foretrekker grønne skatter fremfor andre virkemidler. I motsetning til direkte regulering er grønn skatt en løsning som i tillegg skaffer myndighetene inntekter. Dette frigjør ressurser til å føre politikk som vinner velgere andre steder. Derfor bør regjeringen, *ceteris paribus*, være mer interessert i å benytte økonomiske virkemidler enn direkte regulering (Kirchgässner & Schneider, 2003, s. 376). Grønn skatt vil også foretrekkes fremfor overføre kvoter dersom kvotene deles ut gratis. Dette er fordi skatter medfører samme effektivitetsøkningen, men samtidig gir inntekter som regjeringen kan benytte, enten til å øke offentlige utgifter eller redusere andre skatter. Politikerne kan være interessert i å maksimisere offentlig sektor, noe som vil øke politikernes makt og rolle. Grønn skatt representerer en ekstra skatteinntekt som kan benyttes til dette.

4.3.2 Velgerne

Velgernes innstilling til virkemidler mot forurensning avhenger av i hvor stor grad de bærer kostnadene ved dette. Direkte regulering og økonomiske virkemidler vil gi utslag i økte kostnader for produsentene, og dermed økte produktpriser. Dersom etterspørselen etter godet er uelastisk, eller tilbudet svært elastisk, vil produsentene være i stand til å velte disse økte kostnadene over på konsumentene i form av økte priser. I så fall vil majoriteten av velgerne bære kostnadene (Kirchgässner & Schneider, 2003, s. 373). Drivstoff er et gode som har en uelastisk etterspørsel, i hvert fall på kort sikt. Det er derfor ikke overraskende at økte avgifter på drivstoff er en grønn skatt som møter stor motstand blant velgerne. Til tross for stor fokus på hvor avhengige USA er av importert olje, har det vist seg svært vanskelig å øke drivstoffavgiftene i landet (Hammar et al., 2004). Også i Norge, der skatter er mindre kontroversielt enn i USA, møter drivstoffavgifter motstand. I 2008 innførte regjeringen en avgiftsøkning på 5 øre for bensin og 10 øre for diesel. Dette skapte sterke protester og det ble opprettet en Facebook-gruppe som fikk over 100 000 medlemmer (Pileberg, 2009). Velgernes motstand mot innføring av skatter, i form av protester, streik og aksjoner, medfører en reell kostnad. Streik rammer arbeidsgiveren, mens protester og aksjoner ofte har en forstyrrende effekt.

Dersom etterspørselen etter godet er elastisk vil i stedet produsentene, deres eiere og ansatte, bære størsteparten av kostnadene. Dette vil føre til mindre generell motstand mot innføring av grønn skatt blant majoriteten av velgerne. Motstanden vil i stedet konsentreres blant dem som rammes. Kirchgässner og Schneider (2003) referer til en tysk studie (Horbach, 1992) som finner at støtten til det Grønne partiet i Tyskland er lavere i områder med høy arbeidsledighet og i områder der en større andel av befolkningen arbeider i forurensende industri. Jmfør denne observasjonen vil grønn skatt innebære større transaksjonskostnader der økonomien er basert på forurensende virksomhet.

Eksempelet fra Tyskland og velgernes holdning til bensinavgifter tyder på at velgerne opptrer rasjonelt i forhold til å unngå personlige kostnader. Motstanden mot grønne skatter kan derfor reduseres ved å tilby velgerne en kompensasjon, for eksempel i form av øremerking av skatteinntektene. Øremerking betyr at myndighetene forplikter seg til å bruke skatteinntektene til bestemte formål. Det kan redusere motstanden blant velgerne og dermed også transaksjonskostnadene ved å få i stand en avtale. I 1990 stemte velgerne i California for en dobling av bensinskatten betinget av at inntektene ble brukt på å forbedre kollektivtrafikk og veier (Brett & Keen, 2000). Frank (2003, s. 271-273) refererer til Tversky og Kahneman (1981) som i et forsøk fant at personer legger større vekt på tap enn på gevinster. Velgerne vil i så fall kreve en nytteøkning som er mer enn proporsjonal til kostnaden grønn skatt påfører dem.

Velgernes innstilling til grønn skatt avhenger av; i) hvor mye informasjon de har om konsekvensene av miljøproblemet, ii) hvor stort tidsgap det er mellom innføringen av grønn skatt og miljøforbedringen og iii) diskonteringsraten til velgerne (Kirchgässner & Schneider, 2003, s. 374). I tilfeller der det eksisterer manglende informasjon om konsekvensene av miljøproblemer kan transaksjonskostnadene reduseres ved informasjonskampanjer. Punkt ii) kan tyde på at transaksjonskostnadene ved virkemidler mot klimaendringer kan innebære store transaksjonskostnader dersom det oppfattes slik at fordelene ved innføring av grønn skatt tilfaller fremtidige generasjoner. Dette avhenger av hvorvidt nåværende generasjoner tar hensyn til etterkommernes velferd. Barro (1974) argumenterte for at individer tar hensyn til barn og barnebarns velferd. Når fordelene ved reduserte utslipp er usikre, vil risikoaverse personer være uvillige til å bytte vekk nåværende goder mot en uviss nytteøkning i fremtiden.

Innføringen av grønn skatt kan teoretisk også medføre en umiddelbar fordel for majoriteten av velgerne. Double dividend-hypotesen innebærer at arbeidsledigheten kan reduseres dersom ineffektive skatter reduseres (Kirchgässner & Schneider, 2003). Imidlertid har velgerne liten tro på at innføringen av grønn skatt kombineres med en reduksjon i andre skatter (Dresner et al., 2006). Dette er et av hovedfunnene i den EU-finansierte undersøkelsen PETRAS som undersøkte europeeres holdning til grønn skattereform. Et gjennomgående svar var; ”dersom skattene økes et sted kan du være sikker på at andre skatter ikke senkes tilsvarende” (Dresner et al., 2006, s. 901). Den omfattende bruken av øremerking av inntekter fra grønn skatt kan oppfattes som at myndighetene må binde seg til redistribusjon av inntektene før velgerne er villige til å godta avtalen. Men øremerking i form av kompensasjon til ofrene for forurensning er uforenlig med en effektiv løsning. Kompensasjonen vil svekke deres insentiver til å innføre tiltak for ikke å rammes av eksternaliteten. Dette resulterer i økt marginalskaide og økt skattesats for forurensere.

I sum finnes det flere argumenter for hvorfor velgerne potensielt kan være negative til innføring av grønn skatt. Argumentene over gir imidlertid ingen grunn til at velgerne skal foretrekke direkte regulering fremfor grønn skatt. En grunn til at direkte regulering foretrekkes av velgerne kan være at kostnadene ved direkte regulering ikke direkte er pålagt velgerne og derfor ikke tillegges like stor vekt. Velgerne kan ha inntrykk av at det er mulig å adressere forurensingsproblemer ved bruk av forbud og reguleringer uten at dette reduserer kjøpekraften til velgerne (Kirchgässner & Schneider, 2003, s. 375). Motstanden mot grønn skatt blant velgerne kan medføre at transaksjonskostnadene ved skatt er høyere enn for andre virkemidler. Det kan også være at reguleringer og restriksjoner oppleves som mer rettferdige fordi de legges direkte på forurensere. Dette kan gjøre dem lettere å implementere.

En av hovedkonklusjonene fra PETRAS prosjektet var at befolkningen var spesielt skeptiske til grønn skatt. Kallbekken (2008) fant det samme i et eksperiment han utførte i forbindelse med sin doktorgradsavhandling. Eksperimentet bestod i at deltakerne kjøpte og solgte fiktive varer. Noen av kjøperne påførte andre deltakere eksterne kostnader ved sine kjøp. Etter den første runden fikk deltakerne beskjed om å stemme over hvorvidt de ville innføre en Pigou-skatt eller ikke. Skatten ble lagt på kjøp av forurensende enheter slik at total pay-off økte for deltakerne. Utfallet var at 37% av deltakerne som ville tjent på innføringen av skatten

allikevel stemte mot innføring. Bare 16% av deltakerne som tapte på innføringen av skatten stemte for en innføring. Selv om forskerne forklarte effektivitetsvirkningen av en Pigou-skatt til deltakerne før avstemningen forandret ikke det utfallet.

I sin doktorgradsavhandling tar Kallbekken utgangspunkt i at grønne skatter *er* kostnadseffektive, men at det eksisterer politiske hindringer mot å innføre dem. Spesielt grunner dette i det han oppfatter som velgernes ”urasjonelle” motstand mot grønn skatt. Kallbekken fant at motstanden reduseres når skatteinntektene øremerkes miljøtiltak, men dette reduserer effektivitetsøkningen ved grønn skatt. Kallbekken belyser avveiningen mellom effektivitetshensyn og muligheten for politisk gjennomføring av Pigou-skatter.

Jeg mener at den politiske prosessen må sees på som en del av transaksjonskostnadene ved grønn skatt. Hvis ikke blir det umulig å utføre en konsistent analyse. For å sitere Vatn (1998, s. 524): *“When we observe statements like: “While optimal instruments (i.e., emission taxes/effluent charges) will achieve a specified pollution target at least cost, they may not always be easy to implement,” (...) we observe (...) an effect of basing our analyses on a model where transaction costs are explicitly or implicitly set to zero. This creates confusion and errors both in defining the problem and in the search for solutions”*. Forskjellen mellom min oppgave og Kallbekkens doktorgradsavhandling er at jeg ikke skiller mellom en modell uten transaksjonskostnader og den politiske virkeligheten. Tvert i mot mener jeg at politikk og transaksjonskostnader må inkluderes i analysen for resultatet skal være meningsfullt. Ved å bruke positiv teori til å gi et mer fullstendig bilde av virkeligheten vil forståelsen av grønn skatt øke. Det hjelper lite å konstatere at grønn skatt er effektivt i en modell som gir et upresist bilde av virkeligheten.

4.3.3 Byråkratene

Public Choice teorien peker på at det viktigste motivet for byråkratene er at politikken som føres styrker deres personlige posisjon. De er derfor interessert i virkemidler som er arbeidsintensive og kostnadskrevenne (Kirchgässner & Schneider, 2003, s. 380). Slike virkemidler vil øke antallet ansatte og budsjettet i departementet som administrerer

virkemiddelet. Byråkrater har dermed insentiver til å støtte direkte regulering dersom de ønsker flere underordnede og større budsjetter. Grønn skatt vil potensielt kunne redusere antallet ansatte i byråkratiet. Dette er fordi grønn skatt stiller lavere krav til hvor mye informasjon myndighetene behøver. Dette vil kunne øke effektiviteten i byråkratiet, men er negativt for de ansatte.

Handlingsrommet for byråkratene er også større ved direkte regulering (Kirchgässner & Schneider, 2003). Grønne skatter fastsettes av den lovgivende forsamling og gir intet rom for senere påvirkning fra byråkratiet. Motstanden mot grønn skatt er derfor potensielt sterk blant byråkratene. I den grad miljøbyråkratene har en tradisjonelt sterk innflytelse på politikken vil det gjøre det vanskelig å benytte grønn skatt. Det kreves ressurser i form av tid og forhandlinger for å få til en avtale.

I tillegg er ulike virkemidler underlagt ulike departementer. I Norge er det finansdepartementet som administrerer CO₂-avgiften på bensin mens det er miljøverndepartementet som administrerer direkte regulering. Dette kan føre til tautrekking og intern konkurranse mellom departementene om hvilket virkemiddel som skal benyttes. I tillegg kan det øke informasjons- og kommunikasjonskostnadene i byråkratiet. Når grønne skatter administreres av finansdepartementet vil det sannsynligvis motvirke miljøbyråkratenes vilje til å erstatte direkte regulering med økonomiske virkemidler (Oates, 1995).

Kneese og Schultze (1975, s. 90) argumenterer for at miljøbyråkratiet er dominert av ingeniører som har vært skeptiske til økonomiske virkemidler. I sum er det grunn til å tro at bråkratene foretrekker direkte regulering fremfor grønn skatt (Kirchgässner & Schneider, 2003 refererer til Buchanan & Tullock, 1975).

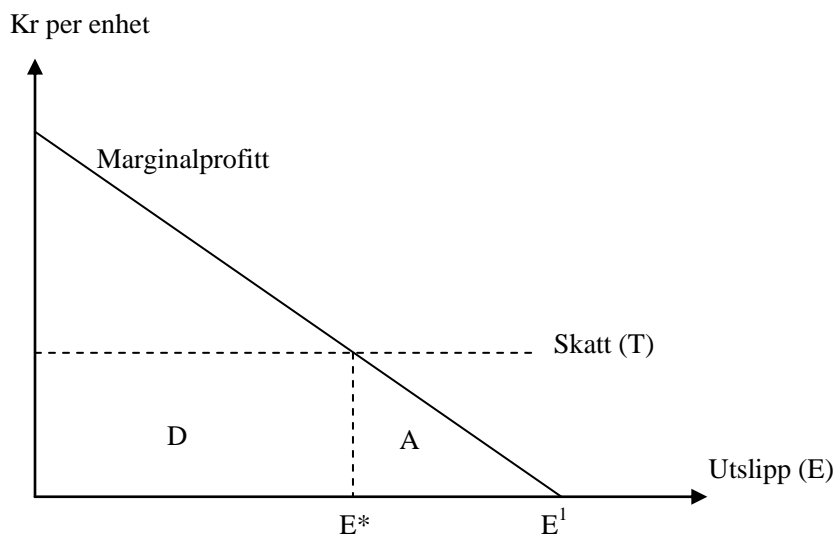
4.3.4 Interessegrupper (forurenserne og miljøorganisasjoner)

Interessegruppene som er relevante for grønn skatt er lobbygrupper for den forurensende industrien og miljøvernorganisasjoner som i større eller mindre grad representerer ofrene for

forurensningen. Kostnadene ved å etablere en politisk pressgruppe er lavere jo færre og mer identifiserbare medlemmene er (Sandmo, 2000, s. 23). Dette favoriserer utviklingen av interessegrupper for forurenserne fremfor interessegrupper som representerer ofrene for miljøskade i den grad det er flere ofre enn forurenserne.

Innføring av virkemidler for å redusere utslipp vil medføre høyere kostnader for forurenserne. Derfor vil industrien motsette seg en slik innføring. Et unntak er bruk av subsidier på utslippsreduksjon. Det burde være tydelig hvorfor subsidier er ønskelig fra forurensernes side. Dersom subsidier blir innført har de valget mellom *status quo* eller å redusere utslipp og få betalt for dette.

Grønn skatt har to effekter som begge reduserer forurensers profitt. Skatten gjør det relativt dyrere å forurense, slik at bedriften produserer mindre og dermed taper profitt. Dette er substitusjonseffekten. I tillegg kommer inntektseffekten; bedriften taper profitt fordi den må betale skatt på alle utslipp.



Figur 4.7: Grønn skatt reduserer profitten til forurenser

Figur 4.7 viser den tapte profitten til forurenser som følge av de to effektene. Profitttapet av substitusjonseffekten er lik arealet A. Inntektseffekten innebærer at selv om forurenser reduserer utslipp så må han likevel betale skatt på de resterende utslippene. Profitttapet av dette er lik skattesatsen multiplisert med utslipp, som er lik arealet D.

Dersom det skal innføres et virkemiddel mot forurensning, annet enn subsidier, vil forurenserne foretrekke kvoter fordelt ved "grandfathering". Dette innebærer at myndighetene fordeler kvotene gratis mellom bedriftene i industrien basert på tidligere utslipp. Figur 4.7 viser hvorfor. Dersom bedriften blir tildelt kvoter gratis vil profitttapet kun være av størrelsen A. I tillegg kommer den ekstra effekten at fordeling av kvoter til allerede eksisterende bedrifter hindrer nyetableringer i sektoren.

Bedriftene vil også foretrekke direkte regulering fremfor grønn skatt. Ved direkte regulering har industrien større mulighet til å forhandle med byråkratiet om implementeringen (Kirchgässner & Schneider, 2003). En skatt vil være fastsatt av lovgivende forsamling og kan ikke uten videre reforhandles. Under direkte regulering vil det eksistere muligheter for å utsette tidsfrister og lignende. Her har forurenserne den fordelen av at de sitter på mer informasjon enn byråkratene. Forurenserne vil foretrekke krav om teknologistandard fremfor skatt, gitt at teknologien forurenser planlegger å bruke for å redusere utslipp er den samme i begge tilfeller (Kirchgässner & Schneider, 2003). Dette er fordi i tilfellet med direkte regulering vil profitttapet være A, mens det i tilfellet med grønn skatt vil være $A + D$ på grunn av inntektseffekten.

Den tapte profitten til forurenserne er et sterkt insentiv til å prøve å hindre at det innføres skatt på utslipp. Avhengig av politisk styrke, lobbyvirksomhet og lignende kan disse bedriftene blokkere innføringen av grønn skatt eller påvirke utformingen. Øremerking av skatteinntektene er en mulig måte myndighetene kan sikre seg bedriftene samarbeidsvilje på. Som nevnt i kapittel 2.3 redistribueres inntektene fra både den franske skatten på luftforurensning og den svenske skatten på utslipp av nitrogenoksid til skatteinnbetalerne på denne måten.

Argumentene over peker på at grønn skatt er det minst foretrukne virkemiddelet blant forurensere. Med andre ord vil transaksjonskostnadene ved å få i stand en avtale om miljøpolitikken være størst dersom grønn skatt er virkemiddelet som benyttes. Forurensere vil være villige til å mobilisere mot innføringen av skatter. Enten de lykkes eller ikke vil det resultere i langvarig og kostbar politisk tautrekking.

Hva så med miljøorganisasjonene? Frem til og med 80-tallet var disse organisasjonene ofte mot bruken av økonomiske virkemidler (Kirchgässner & Schneider, 2003). Begrunnelsen var moralske prinsipper mot det som ble oppfattet som en kommersialisering av naturen (*ibid*). Denne holdningen har endret seg og miljøorganisasjoner er nå ofte positive til innføring av kvoter eller grønne skatter. *Ceteris paribus* vil dette ha redusert avtalekostnadene ved grønn skatt.

Miljøorganisasjonene kan ha mer eller mindre politisk påvirkningskraft enn interessegruppene som representerer forurensende industri. Kirchgässner og Schneider (2003) hevder at miljøorganisasjonene har mindre påvirkningskraft og nevner flere grunner til dette. For det første har interessegruppene til forurensende industri en solid økonomisk støtte fra forurensere, som har mye å tape på innføring av skatt. Miljøorganisasjonene har en mye lavere økonomisk støtte. Et annet aspekt er asymmetrisk informasjon. Forurensere har mye bedre tilgang på informasjon rundt forurensningsprosessen, teknologi og lignende. Når det gjelder miljøskaden har derimot miljøorganisasjonene en mer lik tilgang på informasjon. Til sist kan forurensere benytte sin markedsrett. De kan poengtere at deres varer vil bli dyrere under et skatteregime. Mer viktig er trusselen om utflagging av produksjon til utlandet og den trusselen mot arbeidsplasser de representerer. Det er verdt å påpeke at miljøorganisasjonenes påvirkningskraft vil variere fra land til land og fra tema til tema. De skandinaviske landene er eksempler på land der miljøorganisasjonene nok har betydelig større påvirkningskraft enn Kirchgässner og Schneider påstår. I Norge er miljøorganisasjonene i stor grad med på å sette dagsorden for miljøspørsmål. Miljøorganisasjonene i Norge får også støtte fra næringslivet, noe som illustrerer hvor ulik konteksten er i ulike land. I tillegg er det vanskelig å måle påvirkningskraft slik at enhver påstand om maktforholdet mellom de ulike gruppene vil være vanskelig å bevise.

Alt i alt er det mye som kan tyde på interessegruppene og byråkratiet spiller en større rolle i valg av virkemiddel enn velgerne og politikerne. Grunnen til det er at en liten, identifiserbar og intenst konsentrert interessegruppe i større grad kan påvirke politiske beslutninger enn en majoritet der det kun står små verdier på spill for hver enkelt (Buchanan & Tullock, 1975, s. 142). En Public Choice analyse viser at både byråkratiet og forurensernes interessegrupper foretrekker direkte regulering fremfor grønn skatt. Analysen viser derfor at grønn skatt kan involvere større avtalekostnader enn andre virkemidler.

4.4 Oppfølgingskostnader

Oppfølgingskostnadene er løpende administrative kostnader som består av informasjonskostnader. Hvis myndighetene har full informasjon om hva forurensere foretar seg, vil det være umulig å bryte avtalen uten at det blir oppdaget. Forurensere som underrapporterer utslipp vil i så fall bli oppdaget og straffet. De har derfor ingen insentiver til å bryte avtalen.

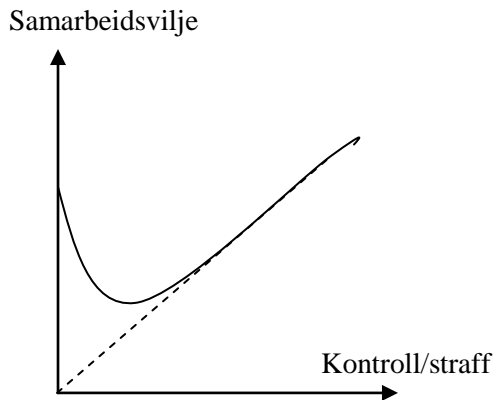
I virkeligheten er informasjon om hvorvidt forurensere følger avtalen kostbar for myndighetene. Forurensere har ingen insentiver til frivillig å gi denne informasjonen til myndighetene. Et virkemiddel som minimerer transaksjonskostnadene ved oppfølging må være insentivkompatibelt. Skatt gir forurensere et insentiv til å redusere utslipp dersom de vet at myndighetene kontrollerer dette. Men uten kontroll fra myndighetenes side har forurensere ingen insentiver til å redusere utslipp. De har i stedet insentiver til å oppgi at de har redusert alle sine utslipp selv om de i realiteten ikke har redusert utslippene i det hele tatt. På denne måten slipper forurensere både å betale skatt og å redusere utslipp.

Jo flere kontroller og jo strengere straff, jo sterkere insentiver har forurensere til å oppgi riktig informasjon. Kontrollvirksomhet medfører kostnader, slik at det er en avveining om hvor mye kontroll som bør utføres. Høyere straff for å oppgi feil informasjon innebærer ingen direkte kostnader. Men høyere straffer vil lettere enn økte kontroller møte motstand blant forurensere. Straffer som oppfattes som urimelig høye vil kunne forårsake økte kostnader ved å få i stand en avtale som forurensere er villig til å akseptere. Resultatet er at det er

kostbart for myndighetene å få forurensere til å oppgi riktig informasjon, uansett om de øker kontrollene eller straffen.

Graden av lovlydighet avhenger ikke bare av straff. Et empirisk eksempel på dette er den såkalte "Chicago-studien" av T. R. Tyler som Vatn (2005) refererer til. Tyler finner at graden av lovlydighet i liten grad henger sammen med straff. Han observerer både tilfeller med stor grad av lovlydighet til tross for liten straff og motsatt. Tyler konkluderer med at lovlydigheten henger sammen med hvorvidt regelen oppfattes som legitim eller ikke (Tyler, 1990). I en situasjon der virkemiddelet eller straffen for å feilinformere oppfattes som urimelig av forurensere kan deres samarbeidsvilje være svært lav. Resultatet kan være at myndighetene må bruke store ressurser for å kontrollere gjennomføring av virkemiddelet hvis det ikke oppfattes som legitimt.

Flere studier finner at innføring av kontroll faktisk kan redusere samarbeidsvilje (Tenbrunsel & Messick, 1999); (Fehr et al., 1997). Grunnen til dette kan være at kontroll ødelegger tillitsstrukturen mellom partene (Vatn, 2005). Dette bryter i så fall med antagelsen om at aktørene oppfører seg rasjonelt og utnytter enhver mulighet til egen vinning. En annen forklaring kan være at folk i utgangspunktet er samarbeidsvillige for å unngå at det innføres kontroll. Når kontroll så innføres er samarbeidsviljen lav så lenge straffen og muligheten for å bli tatt er lav. Studiene finner at når graden av kontroll/straff øker så øker også samarbeidsviljen. Forurensernes samarbeidsvilje i form av å oppgi riktig informasjon fremstilles i figur 4.8.



Figur 4.8: Sammenhengen mellom samarbeidsvilje og kontroll / straff

Figur 4.8 representerer to ulike fremstillinger for bedriftenes samarbeidsvilje. Den stiplete linjen representerer den klassiske fremstillingen. Den heltrukne linjen er den alternative fremstillingen basert på at ved innføring av kontroll reduseres samarbeidsviljen. Dersom den heltrukne linjen er representativ for forurensernes oppførsel kan det være effektivt å la være å kontrollere forurenserne. Dette avhenger av i) verdien av samarbeidsviljen, ii) kostnaden ved kontroll/straff og iii) den eksakte sammenhengen mellom samarbeidsvilje og kontroll/straff.

I likhet med at kostnadene øker jo flere kontroller som utføres, øker kostnadene jo flere utslippskilder som skal kontrolleres. Et eksempel er utslipp fra veitransport. Her er det svært mange kilder involvert. Disse er i tillegg mobile. Kostnadene ved å måle utslipp fra hvert enkelt kjøretøy er enorme. Det er typisk færre aktører ved utvinning av innsatsfaktoren som forårsaker forurensingen, for eksempel olje, enn ved det siste leddet i prosessen der innsatsfaktoren forbrukes og forurensningen oppstår. Vatn (2005) argumenterer derfor for at transaksjonskostnadene kan reduseres ved å skattlegge innsatsfaktoren, for eksempel på utvinningsnivå. Her er det færre aktører involvert, slik at kontrollkostnadene senkes. CO₂-avgiften i Norge er illustrativ for hvordan oppfølgingskostnadene kan reduseres. Den legges ikke på utslipp av CO₂, men i stedet på innsatsfaktoren fossilt brennstoff. Bensin og diesel selges i markedet. På denne måten trenger ikke myndighetene å etablere et nytt marked for utslipp av CO₂. I stedet benyttes et allerede eksisterende marked med kostnadsbesparelsene dette innebærer.

Skattlegging av innsatsfaktor istedenfor utslipp er generelt et mer upresist virkemiddel. Bensin er et unntak fordi hver liter som forbrennes resulterer i like mye CO₂ i atmosfæren. Skadevirkningen av hver liter er den samme, og skattlegging av bensin er derfor like effektivt som skattlegging av CO₂-utslipp. I andre tilfeller varierer den eksterne effekten av utslipp. Skaden avhenger da av flere forhold enn hvor mye som brukes av innsatsfaktoren. Et eksempel er trafikkstøy som har høyere ekstern skade i tett bebygde strøk. En eventuell skatt på bensin mot trafikkstøy vil derfor ikke adressere problemet. I slike tilfeller må kostnadene ved mindre presisjon ved skatt på innsatsfaktor veies opp mot høyere transaksjonskostnader ved skatt på utslipp.

Et annet mulig problem med skattlegging av innsatsfaktorer istedenfor utslipp er politisk motstand. Som nevnt tidligere vil den politiske motstanden være størst blant grupper med få aktører som påvirkes i stor grad. Dersom en skatter ledd med færre aktører vil de individuelle tapene være høyere. Det er derfor høyere sannsynlighet for at de vil danne sterke interessegrupper. Dermed øker kostnadene ved å få gjennomslag for innføringen av skatt.

En siste oppfølgingskostnad som må nevnes ved grønn skatt er kostnaden ved å endre skattesatsen over tid. En skattesats må være inflasjonsindeksert for at den skal fungere effektivt. Men en inflasjonsindeksert skattesats vil nødvendigvis innebære større kompleksitet, og vil derfor kunne innebære høyere informasjonskostnader for aktørene som rammes av skatten. Marginalprofitten eller marginalska den av utslipp kan også endre seg over tid. Den aggregerte marginalprofitten for forurenserne påvirkes av tilbud og etterspørsel i markedet. Ifølge Frank (2003, 44-46) influeres etterspørselen av inntekt, preferanser, pris på substitutter og komplimenter, forventninger og befolkningsendring. Tilbudet er avhengig av teknologi, pris på innsatsfaktorer, antall produsenter og forventninger. Hvis en av determinantene for etterspørsel eller tilbud endrer seg vil den aggregerte marginalprofitten i markedet endre seg. Da må myndighetene også endre skattesatsen som en respons på dette. Dette medfører oppfølgingskostnader for myndighetene som kontinuerlig må overvåke både forurensernes marginalprofitt og marginalska den av utslipp.

En viktig begrensning ved grønne skatter er at de er vanskelig å endre på kort sikt. Som tidligere nevnt bestemmes skattesatsen av den lovgivende forsamling. I motsetning til direkte regulering åpner heller ikke grønn skatt for bruken av skjønn. Miljøproblemer karakteriseres ofte av uforutsigbare kriser av varierende grad (Baumol & Oates, 1975, s. 152). Slike akuttillstander krever gjerne en rask, midlertidig endring i virkemidlene som benyttes. Her har grønn skatt en viktig praktisk begrensning. Selv om det hadde vært mulig å endre skattesatsen på kort varsel er det vanskelig å predikere effekten av en gitt skattesats nøyaktig. I tillegg er det uvisst hvor lang tid forurenserne bruker på å tilpasse seg den nye skattesatsen. Direkte regulering kan være bedre i slike tilfeller fordi de er enklere å introdusere og lettere å overvåke.

For å summere opp kan transaksjonskostnadene ved å benytte grønne skatter under gitte omstendigheter være av en slik størrelse at det vil være ineffektivt å benytte dem. Men flere finner at økonomiske virkemidler fungerer bra i å oppnå målsetningen og at transaksjonskostnadene ikke systematisk er høyere enn ved andre virkemidler (Frey, 1992, s. 400). Det faktum at grønn skatt benytter seg av prismekanismen til å korrigere eksternalitetsproblemet er et godt argument for at transaksjonskostnadene sannsynligvis er lavere enn ved direkte regulering. Grønn skatt overlater i større grad beslutningen til hvert enkelt individ, noe som i større grad utnytter den individspesifikke kunnskapen. Men samtidig tyder Public Choice analysen på at grønn skatt innebærer større avtalekostnader enn direkte regulering.

Hovedkonklusjonen er at når transaksjonskostnader inkluderes i analysen fremstår ikke lenger grønn skatt som et effektivt virkemiddel *a priori*. Dette avhenger av transaksjonskostnadene i hver enkelt situasjon. For å utdype analysen av grønn skatt ytterligere benytter jeg institusjonell økonomisk teori til å undersøke hvordan transaksjonskostnader oppstår.

5. INSTITUSJONELL ØKONOMI

Coase sitt fokus på transaksjonskostnader var spiren til en ny teoretisk utvikling; den nye institusjonelle økonomien (New Institutional Economics). I ”The nature of the firm”, utgitt i 1937, tar han for seg bedriftens rolle. Ifølge Coase er bedriften meningsløs i en verden uten transaksjonskostnader. I en slik verden vil det ikke være behov for en bedrift til å organisere produksjon. Bedriften har kun en funksjon dersom transaksjonskostnader inkluderes i modellen. Coase mener at bedriften er en institusjon som reduserer transaksjonskostnadene ved produksjon. Essensen i den nye institusjonelle økonomien er at institusjonenes rolle er sentral for å forstå hvordan økonomien fungerer. Den grunnleggende ideen er at økonomisk teori kan brukes til å studere institusjoner.

Oliver Williamson står sentralt i utviklingen av den nye institusjonelle økonomien. Han utfordrer den tradisjonelle antagelsen om rasjonalitet. Williamson (2000, s. 600) innførte begrepet ”bundet rasjonalitet”. Med det menes at individet tar sine beslutninger basert på forhåndsbestemte mål. Årsaken til dette er at tankekapasitet er et knapt gode. Derfor økonomiserer hvert individ ved ikke å opptre fullt ut rasjonelt, men i stedet opptre rasjonelt i forhold til bestemte mål. Det som skiller ”bundet” fra ”ubundet” rasjonalitet er at målet ikke er rasjonelt valgt, fordi individet har ufullstendig informasjon. Når det eksisterer informasjonskostnader i økonomien er det umulig for individet å vurdere når det lønner seg å innhente mer informasjon, og når det lønner seg å ta beslutningen basert på den tilgjengelige informasjonen. Dersom individene opptre nyttemaksimerende basert på ”bundet rasjonalitet” har det implikasjoner for effekten av grønn skatt. Effekten vil da avhenge av hvilke mål individene er opptatt av å maksimere.

Navnet ”ny institusjonell økonomi” henspiller på at det allerede eksisterte en institusjonell økonomisk retning. Denne retningen begynte med Thorstein Veblens artikkel ”Why is economics not an evolutionary science” (1898), og kalles nå for klassisk institusjonell økonomi. Denne retningen er også opptatt av institusjonenes rolle, men benytter en annen innfallsvinkel. Ifølge Vatn (2005) er hovedforskjellen at klassisk institusjonell økonomi oppfatter det slik at individer ikke bare påvirker institusjoner, men at institusjoner også

påvirker individenes preferanser og oppfatninger av hva som er rasjonelt. Williamson (2000) bestrider dette synet. Han mener at også ny institusjonell økonomi har beveget seg mot at institusjoner påvirker preferanser og rasjonalitet. Ifølge Williamson (2000, s. 595) er hovedforskjellen mellom klassisk og ny institusjonell økonomi at sistnevnte i større grad benytter etablerte økonomiske teorier og verktøy til å beskrive institusjoner. Ifølge Coase var den klassiske institusjonelle økonomien ”anti-teoretisk” og derfor lite operasjonell (Coase, 1998, s. 72).

Den nye institusjonelle økonomien har oppnådd økt anerkjennelse de senere årene. Allerede i 1986 beskrev R. C. O. Matthews retningen som en av de mest levende i økonomien (Matthews, 1986, s. 903 gjengitt i Williamson, 2000, s. 595). I 2009 ble Nobelprisen i økonomi gitt til to økonomer som er sentrale innen ny institusjonell økonomi; Elinor Ostrom og Oliver Williamson. Begge fikk prisen for sin forskning på ulike former for økonomisk organisering (Nobelprize.org).

5.1 Institusjoner

Det finnes flere ulike definisjoner på institusjoner. Definisjonen varierer mellom ulike samfunnsvitenskapelige disipliner. Jeg gjengir to av dem fra økonomer i den nye institusjonelle retningen:

North (1990, s. 3): *“Institutions are the rules of the game in a society or, more formally, are the humanly devised constraints that shape human interaction”*.

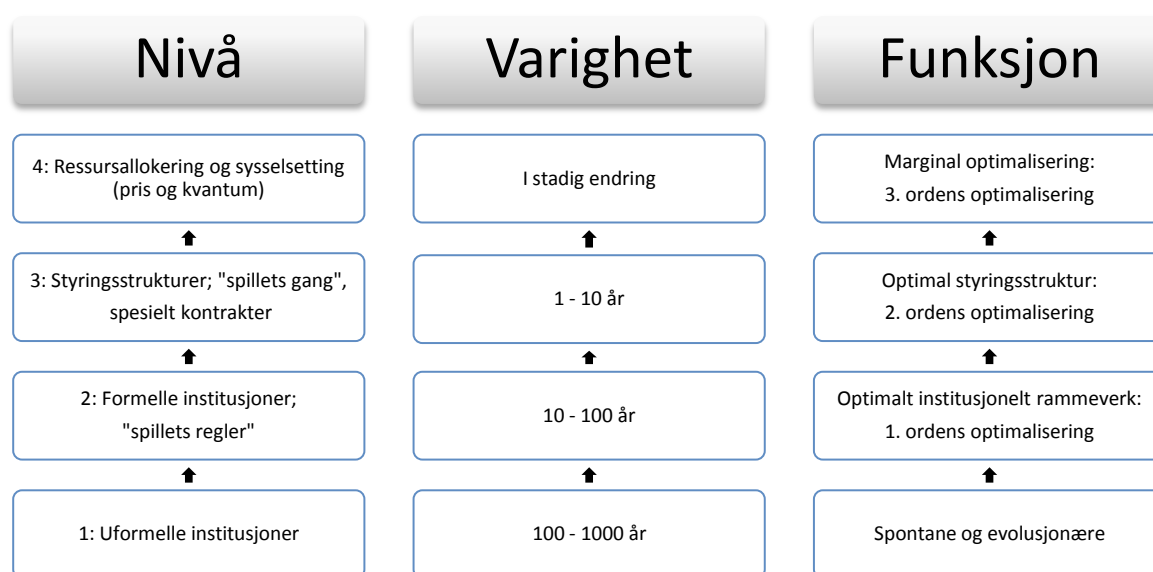
Bromley (1989, s. 22): *“[Institutions are the] rules and conventions of society that facilitate coordination among people regarding their behaviour”*.

Douglas North definerer institusjoner som spillets regler. Han bruker ordet ’constraints’, altså begrensninger, i sin definisjon. Institusjonene legger begrensninger på politisk, økonomisk, og sosial samhandling (North, 1991). Med andre ord definerer institusjoner individenes handlingsrom. Ifølge North er institusjonene med på å definere transaksjonskostnadene og

mulighetene for å delta i økonomiske aktiviteter (*ibid.*) David Bromley legger vekt på at institusjoner legger til rette for koordinasjon. Det er institusjoner som muliggjør ulike handlinger, og forhandlinger mellom parter. Språket er et grunnleggende eksempel på en institusjon som fungerer slik. Det er institusjonene som legger grunnlaget for insentivstrukturen i samfunnet (North, 1991).

Ifølge North er den sentrale funksjonen til institusjoner å redusere transaksjonskostnadene i økonomien. De senker transaksjons- og produksjonskostnadene slik at gevinsten ved handel kan realiseres. I spillteoretiske termer øker effektive institusjoner gevinsten ved samarbeid eller kostnadene ved kontraktsbrudd. Både politiske og økonomiske institusjoner er essensielle deler av et effektivt institusjonelt rammeverk (North, 1991, s. 98).

North (1991) skiller mellom uformelle og formelle institusjoner. Uformelle institusjoner består av de uskrevne reglene i samfunnet; konvensjoner, normer, sanksjoner, tabuer, skikker, tradisjon, og religion. De formelle institusjonene er de formelle lovene og reglene, spesielt lover og eiendomsrettigheter. Ifølge Williamson (2000) kan determinantene for økonomiske utfall deles opp i fire ulike nivåer. Figur 5.1 er en omskrevet versjon av en figur fra hans artikkel ”The new institutional economics: Taking stock, looking ahead”, og viser de ulike nivåene. Hovedfokuset i den nye institusjonelle økonomien har vært på nivå 2 og 3 (Williamson, 2000, s. 596).



Figur 5.1: 4 ulike nivåer som påvirker økonomiske utfall (modifisert fra Williamson, 2000, s. 597)

Fra hvert nivå går det en pil til neste nivå. Den skal symbolisere at hvert nivå legger grunnlaget for det neste. De uformelle institusjonene i samfunnet er det første nivået, som Williamson identifiserer som grunnlaget for resten. De består av de uformelle reglene som styrer valg og oppførsel. De uformelle institusjonene er rigide og endres svært langsomt. Dette er ifølge Williamson fordi de har en spontan og evolusjonær opprinnelse. De har ofte en symbolsk verdi og folk er uvillige til å gi slipp på dem. Dette første nivået tas ofte for gitt av økonomer. Men ifølge North (1991, s. 111) har uformelle institusjoner en omfattende innvirkning på langsiktige økonomiske trekk.

De formelle institusjonene i samfunnet bygger på de uformelle institusjonene. For eksempel kan formelle lover og regler være en formalisering av aksepterte normer for hva som er rett eller galt. Formelle institusjoner kan påvirke uformelle institusjoner, men i mindre grad enn omvendt (Williamson, 2000). De formelle institusjonene er også delvis et resultat av evolusjonære prosesser, men de kan i større grad utformes bevisst (Williamson, 2000, s. 598). Ifølge Williamson åpner dette for 1. ordens optimalisering, i form av å etablere en mest mulig

effektiv formell institusjonsstruktur. Også på dette nivået er imidlertid større endringer vanskelige å få til. Unntaket er når det inntreffer sjokk i samfunnet, som for eksempel borgerkrig (*ibid*). I slike tilfeller oppstår det muligheter for omfattende reformer av lover, eiendomsstruktur, maktfordeling, etc.

En av de viktigste formelle institusjonene er eiendomsrettigheter. Ved forurensning skjer utslippene i ressurser som ikke eies av noen. Dette kalles for fri tilgang (open access). I slike tilfeller kan ingen hindre noen i å degradere ressursen fordi ingen har eierskap. Enhver løsning på et forurensningsproblem innebærer derfor en etablering av eiendomsrettigheter. Det finnes tre ulike eiendomsstrukturer som kan benyttes; i) privat eiendom, ii) felles eiendom og iii) statlig eiendom. Økonomer har tradisjonelt vært skeptisk til felleseie som en effektiv eiendomsstruktur. Dette er fordi hver enkelt deleier har insentiver til å være gratispassasjer. Men Elinor Ostrom (2000) har vist at felleseie kan være en effektiv eiendomsstruktur på grunn av institusjoner som motarbeider insentivene til egoistisk oppførsel.

De ulike institusjonene i samfunnet, blant annet normene rundt miljø, solidaritet og frihet, vil påvirke både kostnadene ved å etablere ulike eiendomsstrukturer, og transaksjonskostnadene ved å løse forurensningsproblemet innenfor hver enkelt struktur. Samfunn med sterke normer mot statlig styring vil ha en institusjonell kontekst som motarbeider statlig eiendom av ressurser. Statlig eiendom vil også være en kostbar løsning i land som har et svakt eller korrupt statsvesen. Virkemidlene grønn skatt, kvoter og direkte regulering innebærer statlig eiendom av ressursen. Et forbud mot utslipp innebærer at staten bestemmer over ressursen. Økonomiske virkemidler der staten krever avgifter eller distribuerer kvoter impliserer at staten eier ressursen.

Mens det andre nivået er "*the rules of the game*"; eiendomsrettigheter, omhandler det tredje nivået "*the play of the game*"; kontrakter (Williamson, 2000, s. 599). Ifølge Williamson er styringsformene lokalisert på dette nivået. Med styringsformer menes organisasjonsform, kontraktsutforming og lignende. Dette er med på å definere mulighetene for transaksjoner og samhandling. Institusjonene på dette nivået har som funksjon å redusere potensialet for konflikt, og øke mulighetene for å realisere gjensidige gevinster ved samhandling

(Williamson, 2000). Incentivene som uformelle og formelle institusjoner gir opphav til, endres i sin kontraktsmessige utforming. De politiske transaksjonskostnadene jeg beskrev i underkapitlet 4.3 faller inn under nivå tre i figur 5.1. Her bestemmes utforming av kontrakter og virkemidler. De politiske transaksjonskostnadene ved grønn skatt avhenger av de grunnleggende uformelle og formelle institusjonene i samfunnet. Endring i hvilke styringsformer (privat, offentlig, etc.) som skal foreta hvilke transaksjoner skjer periodemessig, ofte i forbindelse med politiske valg, eller når kontraktsperioden utløper.

Det fjerde og siste nivået er tilpasning på marginalt nivå. Dette er hva standard velferdsøkonomisk analyse av grønn skatt er basert på. Her bestemmes endelige priser og kvantum på basis av de tre underliggende nivåene. Funksjonen til dette nivået er å optimalisere valg (for eksempel priser og kvantum), basert på incentivene og belønningsstrukturene i økonomien. Standard økonomisk teori baserer seg på en antagelse om at institusjonene i nivå en og to legger til rette for rasjonell nyttemaksimering og at styringsformene i nivå tre er frie for transaksjonskostnader. Dette er nettopp det som kritiseres av den nye institusjonelle økonomien. Den insisterer på at alle de ulike nivåene må inkluderes i analysen. Jamfør dette mener jeg grønn skatt må sees i sammenheng med det eksisterende institusjonelle rammeverket.

Hvis modellen kun fokuserer på marginal tilpasning, kan det som virker som suboptimale likevekter sett med velferdsøkonomiske briller, være resultater av institusjonelle begrensninger. Basert på de eksisterende institusjonene i samfunnet kan den observerte likevekten faktisk være den optimale. Det er ikke gitt at det er slik, men muligheten viser at ny institusjonell økonomi retter blikket mot standardteoriens blinde flekk. Et eksempel er hvordan økonomisk teori har analysert klimaendringer. Det har blitt utarbeidet svært sofistikerte og detaljerte modeller for å regne ut hvilken global CO₂-skattesats som er den optimale. Men gitt dagens institusjonelle begrensninger er den eksisterende situasjonen vanskelig å forandre fordi det ikke eksisterer muligheter for å binde seg til internasjonale avtaler på en troverdig måte.

5.1.1 Sammenhengen mellom institusjonell kontekst og eksternaliteter

Adam Smith forklarte at økonomisk produktivitet avhenger av arbeidsdeling, det vil si spesialisering. Spesialisering er kun mulig dersom folk har mulighet til å handle seg i mellom. Denne handelen begrenses av transaksjonskostnader. Jo lavere transaksjonskostnader, jo økte muligheter for handel. Dette øker igjen muligheten for spesialisering og dermed produktiviteten i økonomien.

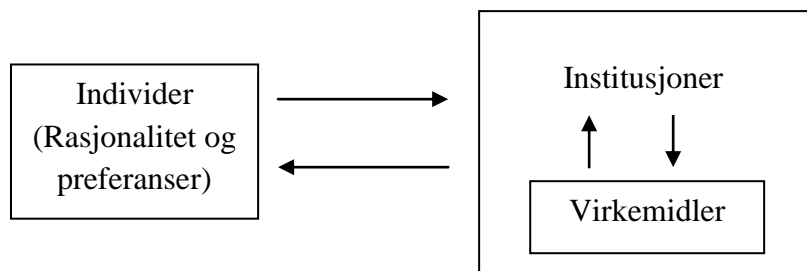
Coase og den nye institusjonelle økonomien argumenterer for at transaksjonskostnader avhenger av institusjoner. Dette betyr at økonomisk produktivitet avhenger av institusjonell kontekst. Institusjoner som muliggjør spesialisering gjennom lave transaksjonskostnader øker økonomiens produktivitet. *“In effect it is the institutions that govern the performance of an economy, and it is this that gives the "new institutional economics" its importance for economists.”* (Coase, 1998, s. 73)

Samtidig medfører spesialisering flere separate enheter. Det betyr at det totale antallet transaksjoner mellom ulike enheter i økonomien øker. En eksternalitet er et resultat av at transaksjonskostnadene ved å internalisere eksternaliteten er høyere enn gevinsten. Når det totale antallet transaksjoner i økonomien øker, så øker også sjansen for at det skal oppstå eksternaliteter mellom enhetene. Det skaper et avveiningsproblem: Institusjoner som skaper økte muligheter for spesialisering skaper også økt risiko for eksternaliteter. Spesialisering øker antallet transaksjoner mellom økonomiske agenter, noe som genererer eksternaliteter i de tilfellene der transaksjonskostnaden er tilstrekkelig høy (Vatn & Bromley, 1997, s. 146).

5.2 Samspillet mellom individer, institusjoner og virkemidler

Figur 5.2 illustrerer samspillet mellom individer og institusjoner. Pilene symboliserer vekselvirkning. Virkemiddelet myndighetene benytter er i seg selv en institusjon. Det vil fungere i samspill med de andre institusjonene i samfunnet. Når virkemiddelet er implementert vil det kunne påvirke eksisterende institusjoner. Når myndighetene griper inn endrer de spillets regler. Direkte regulering, grønn skatt og kvoter er alle lovbestemte virkemidler, og dermed formelle institusjoner. Figur 5.1 viser at disse institusjonene er med

på å legge grunnlaget for samhandlingen og transaksjonene i samfunnet. Virkemiddelet er på denne måten med på å definere muligheter og begrensninger for aktørene i samfunnet.



Figur 5.2: Samspillet mellom individer og institusjoner, herunder virkemidler

Jamfør figur 5.1 vil de uformelle og eksisterende formelle institusjonene både legge føringer på nye formelle institusjoner, og påvirke transaksjonskostnadene som oppstår i etterkant. Den institusjonelle konteksten bestemmer handlingsrommet for hvilke virkemidler det er mulig å benytte. Vanligvis tillater de rådende sosiale normer og konvensjoner bruken av økonomiske virkemidler, men ikke alltid. Et eksempel er Pigou-skatt på barn. I den grad overbefolkning kan sees på som en negativ eksternalitet, foreslår økonomen J. D. Harford (1998) en skatt på barn. I de fleste samfunn vil en slik skatt møte sterk motstand fra de eksisterende institusjonene i samfunnet. Samtidig kan det finnes samfunn der institusjonene åpner for en skatt på barn, eksempelvis Kina, der det å få mer enn et barn fører til økonomisk straff i form av lavere barnebidrag.

De formelle og uformelle institusjonene vil variere fra land til land, og fra situasjon til situasjon. Dette betyr at kostnadseffektive virkemidler er steds- og situasjonsbetinget. En kan ikke uten videre anta at et virkemiddel som er bevist kostnadseffektivt i en gitt situasjon, i et bestemt land, vil være kostnadseffektivt på generelt grunnlag. Dette har implikasjoner for situasjoner der et generelt virkemiddel benyttes på global basis. Et eksempel her kan hentes fra debatten rundt klimaendringer. Økonomer argumenterer ofte for at en felles skattesats på utslipp av klimagasser er en kostnadseffektiv. Men dersom en aksepterer at institusjoner vil variere fra land til land, må en også akseptere at det på forhånd er uvisst hvilket virkemiddel

som er mest effektivt i hvert land. I land med en svak statsorganisasjon eller befolkninger med sterke preferanser mot statlig styring, vil sentraliserte virkemidler være kostbare å innføre i den eksisterende institusjonelle konteksten. I så fall kan en standardisering av virkemiddelbruken medføre høyere transaksjonskostnader enn nødvendig. Dette aspektet er, så vidt jeg kjenner til, fraværende i norske utredninger om klimapolitikk. Et eksempel er ”Grønn skattekommisjon” som i sin tid evaluerte forslag for en mer miljøvennlig skattepolitikk. Kommisjonen argumenterte for at en global avgift på CO₂-utslipp vil være kostnadseffektiv (NOU 1996: 9, 1996). Analysen var utelukkende basert på standard velferdsøkonomi.

5.2.1 Institusjoner legger føringer på individers oppførsel

Ifølge den nye institusjonelle økonomien påvirkes individenes preferanser og rasjonalitet av institusjonene i samfunnet. Dette er et kontroversielt innspill, fordi det representerer et brudd med standard økonomisk teori, der stabile preferanser regnes som en av de mest sentrale antagelsene (Sandmo, 2000, s. 65). Men ifølge Karine Nyborg og Mari Rege (2003) viser den nye institusjonelle økonomien at sosiale normer kan ha innvirkning på økonomiske utfall. Ifølge Nyborg og Rege viser sosial samhandlingsteori at individer er opptatt av sosial akseptering. De henviser til Homans (1961) og Blau (1964). Et individ vil møte sosial misnøye hvis hans handlinger medfører en kostnad for andre. De sosiale sanksjonene vil være sterkere jo høyere de eksterne kostnadene ved aktiviteten er (Nyborg & Rege, 2003).

Individenes rasjonalitet kan være preget av strategisk oppførsel for egen nyttemaksimering, eller av resiprositet og normer som fremhever fellesskapet. Et eksempel på oppførsel som motiveres av andre faktorer enn individualistisk nyttemaksimering er folk som avstår fra å forsøple fellesrom (Sandmo, 2000). I dette tilfellet pådrar folk seg en kostnad uten å oppnå en nytte. Valget er derfor motivert av normer for sosial oppførsel. Kirchgässner og Schneider (2003) er uenige i at normbasert motivasjon er relevant for miljøpolitikk. Ifølge dem kan normbasert motivasjon være relevant for beslutninger som involverer lave kostnader, men ikke for viktige beslutninger i produksjon og konsum.

Grønn skatt, som baseres på eksterne belønningsstrukturer, vil fungere etter planen dersom individene opptrer individuelt nyttemaksimerende. Dersom individenes oppførsel bestemmes av normer som motvirker egoistisk nyttemaksimering, er effekten av grønn skatt uviss. Effekten avhenger da av rigiditeten i de eksisterende normene. Dersom individene er uvillige til å bryte med normene, vil grønn skatt ha liten eller ingen effekt. Men dersom normene er lettpåvirkelige, kan grønn skatt fortrenge de eksisterende normene, slik at individene opptrer individuelt nyttemaksimerende. Hvis det allerede eksisterte normer som gjorde at individene tok hensyn til eksterne effekter, er det uvisst om grønn skatt vil føre til mer eller mindre forurensning enn utgangspunktet.

5.2.2 Virkemidler kan fortrenge eksisterende institusjoner

Virkemidler kan påvirke og fortrenge andre institusjoner, og dermed individenes rasjonalitet. Begrepene som brukes om dette er "crowding out" og "crowding in". Mens "crowding out" refererer til situasjoner der normativ indre motivasjon blir 'forstyrret' av pengemessige belønningsstrukturer, blir "crowding in" brukt til å beskrive situasjoner der eksterne insentiver resulterer i etableringen av en kooperativ norm (Vatn, 2005, s. 399). I begge tilfellene blir en form for rasjonalitet erstattet av en annen. Enten erstattes en strategisk individualistisk rasjonalitet med en norm som fremhever fellesskapets beste, eller omvendt. Bruken av begrepene tyder på at normene som fremhever fellesskapet foretrekkes *a priori* på et normativt grunnlag. Det er disse som "crowdes" ut eller inn. Men det er ikke nødvendigvis slik at en rasjonalitet basert på fellesskapet alltid er å foretrekke. Dersom individene verdsetter frihet til å velge basert på egne overbevisninger, kan nedbrytningen av etablerte normer og konvensjoner være det foretrukne alternativet blant individene.

Tabell 5.1 viser effekten av et virkemiddel som impliserer "jeg"- eller "vi"-rasjonalitet, avhengig av rasjonaliteten i eksisterende institusjoner. Et virkemiddel som innfører en ekstern belønningsstruktur, som grønn skatt, illustreres i den første raden. Dersom eksisterende institusjoner allerede oppfordrer til strategisk oppførsel, vil grønn skatt fungere i samspill med disse. Dersom de eksisterende institusjonene består av normer og konvensjoner som fremhever fellesskapets beste vil grønn skatt komme i konflikt med disse. Det er da uvisst hva som vil skje. De eksisterende normene og konvensjonene kan være såpass rotfestet i

individene at grønn skatt ikke vil ha stor effekt. Men det kan og tenkes at grønn skatt fortrenge de eksisterende normene, slik at individene opptrer strategisk etter at grønn skatt er innført. Dette vil påvirke transaksjonskostnadene ved grønn skatt. Når individene er opportunistiske i stedet for å samarbeide, øker kontrollkostnadene ved grønn skatt.

Den andre raden i tabell 5.1 illustrerer effekten av et virkemiddel som oppfordrer folk til å tenke på fellesskapets beste. Holdningskampanjer er et eksempel på slike virkemidler. Dersom eksisterende institusjoner oppfordrer til å ta hensyn til eksterne konsekvenser vil virkemiddelet fungere i samspill med disse. Dersom individene i utgangspunktet opptrer strategisk nyttemaksimerende må virkemiddelet fortrenge denne rasjonaliteten for å ha en effekt.

Rasjonalitet i eksisterende institusjoner			
		Jeg	Oss
Rasjonalitet implisitt i virkemiddelet	Jeg	Strategisk oppførsel	Crowding out eller liten effekt
	Oss	Crowding in/ internalisering av normer	Resiprositet/ moralske forpliktelser

Tabell 5.1: Effekten av ulik rasjonalitet implisitt i virkemiddelet (modifisert fra Vatn, 2005, s. 401)

Menneskelig oppførsel påvirkes av både indre og ytre motivasjon. Hvis en person oppnår indre nytte ved å opptre altruistisk, kan det å betale for handlingen redusere den indre nytten (Frey & Oberholzer-Gee, 1997). Bruno Frey og Felix Oberholzer-Gee utførte en studie i Sveits der de undersøkte folks holdning til å få et lager for radioaktivt avfall plassert i nærområdet. De fant at dersom en innfører kompensasjon til beboere i nærområdet, synker andelen som aksepterer avfallslageret betraktelig. Dette kan tyde på at beboerne i

utgangspunktet følte de hadde en borgerplikt til å akseptere det radioaktive avfallslageret. Når myndighetene tilbød en kompensasjon forsvant denne pliktfølelsen, samtidig som kompensasjonsbeløpet var utilstrekkelig for flere av beboerne.

Ostrom (2000) mener at interne normer fungerer bedre enn formaliserte eksterne regler. Sistnevnte har ikke den samme legitimiteten, og vil kanskje bryte med den lokale oppfatningen av hva som rimelig. Grønn skatt fungerer som en ekstern ytre belønning. Dersom den grønne skatten oppfattes som urimelig, eller bryter ned indre motivasjon, kan effekten skille seg fra hva den velferdsøkonomiske modellen predikerer.

Standard økonomisk teori opererer med kun en rasjonalitet i befolkningen, nemlig strategisk nyttemaksimering. Basert på denne antakelsen vil virkemidler som benytter en ekstern belønning som motivasjon være å foretrekke. Selv om den nye institusjonelle økonomien sier at ulike institusjoner gir ulike former for rasjonalitet, er dette argumentet lite inkorporert i standard økonomisk teori. Derfor beskriver jeg to spesifikke eksempler på "crowding in" og "crowding out" i praksis.

5.2.3 "Crowding in"

Lovmessige virkemidler kan bidra til en "crowding in" effekt. Nyborg og Rege (2003) fant at utvidelsen av den norske røykeloven i 1988 kan ha medført at det ble mindre sosialt akseptabelt å røyke også på andre arenaer enn dem som var omfattet av røykeloven. Utvidelsen forbyr røyking på offentlig transport og arbeidsområder der to eller flere er samlet. Selv om loven ikke gjelder i private hjem, fant Nyborg og Rege at passiv røyking i hjemmet har sunket betraktelig i perioden etter at loven ble innført. For å forklare dette bruker de en modell der det å avstå fra å røyke gir nytte i form av sosial akseptering fra ikke-røykerne, men også et tap i form av besvær. De antar at ikke-røykernes misnøye med passiv røyking er større jo mindre de har vært utsatt for passiv røyking. I denne modellen medfører utvidelsen av røykeloven i 1988 at ikke-røykerne blir mindre vant med passiv røyking, og at misnøyen mot dette derfor øker. Det vil føre til et større nyttetap for røykerne når de røyker i andres nærvær. Dette fører til en sirkel der færre røyker i andres nærvær, som igjen fører til at ikke-røykerne

utsettes for mindre passiv røyking, og så videre. Nyborg og Rege argumenterer for at utvidelsen av loven i 1988 kan ha flyttet den sosiale likevekten fra en Nash-likevekt der nesten ingen røykere tok hensyn til passiv røyking, til en Nash-likevekt der så godt som alle røykere tar hensyn. Videre predikerer deres modell at selv om loven fjernes, vil den nye Nash-likevekten med røykere som tar hensyn bestå. Dette eksempelet er et bevis på at "crowding in" er mulig på individnivå.

5.2.4 "Crowding out"

I en studie i Israel studerte forskerne Gneezy og Rustichini (2000) hva som skjedde når det ble innført en avgift på det å hente barnet sitt etter barnehagens stengtids. Den opprinnelige situasjonen var et tilfelle av en negativ eksternalitet. Foreldrene tok ikke hensyn til den eksterne kostnaden barnehagepersonalet hadde når de måtte jobbe utover arbeidstiden. Forskerne observerte 10 barnehager i en periode på 20 uker. De første ukene observerte de antall tilfeller av for sen henting i hver barnehage. Den femte uken innførte de et gebyr i 6 av barnehagene, som foreldrene måtte betale dersom de hentet for sent. Forskerne observerte da at antallet for sene hentinger økte signifikant i barnehagene der gebyret var innført, mens det forble det samme i kontrollgruppen. Etter en stund fjernet forskerne gebyret, men antallet for sene hentinger gikk da verken opp eller ned.

Den observerte effekten virker vanskelig å forklare i en standard velferdsøkonomisk modell. Det å kunne hente for sent vil i en slik modell bli ansett som et gode. Når det så innføres en pris på dette godet, vil prediksjonen være at foreldrene vil konsumere mindre av godet, gitt at godet er normalt. Dette er altså stikk i strid med hva forskerne observerte. Institusjonell økonomi kan tilby en mulig forklaring på den observerte oppførselen. Det kan tenkes at det i utgangspunktet eksisterte en institusjon, nærmere bestemt en norm, blant foreldrene, som gjorde at det ble oppfattet som umoralsk eller uhøflig å hente barna for sent fordi barnehagepersonalet ble skadelidende. Innføringen av gebyret kan ha medført at denne institusjonen brøt sammen fordi det å hente for sent nå var blitt omgjort til et gode foreldrene kunne betale for. Den personlige skyldfølelsen til foreldrene overfor barnehagepersonalet kan ha forsvunnet fordi valget nå ble tatt i et "marked". Det eksterne prissystemet som ble innført kan ha fjernet grunnlaget for de indre normene som tidligere motiverte foreldrenes

beslutninger. Eksempelet er interessant fordi det illustrerer at et økonomisk virkemiddel ikke nødvendigvis vil ha den forventede effekten. Grunnen til dette må ligge i at modellen der virkemiddelet er utformet, på et vesentlig punkt skiller seg fra virkeligheten der virkemiddelet implementeres.

I tillegg til eksemplene over finnes det et stort antall empiriske studier, både økonomiske og psykologiske, som beviser eksistensen av "crowding in" og "crowding out" (Frey & Jegen, 2001, s. 589). Indre normer og motivasjon kan dermed tenkes å spille en sentral rolle i individers beslutninger som påvirker miljøet. Det kan tenkes at det eksisterer en moral eller norm som påvirker aktørenes valg i situasjoner der dette valget medfører en negativ miljømessig konsekvens. Det kan videre tenkes at innføringen av et eksternt pay-off system som grønn skatt, vil føre til at disse institusjonene bryter sammen fordi valget nå blir tatt innenfor de institusjonelle rammene av et marked. Den eksterne motivasjonen som grønn skatt (en formell institusjon) innfører, kan bryte ned indre motivasjon (uformelle institusjoner) slik at effekten på eksternalitetsproblemet blir svakere, eller til og med negativ.

Direkte regulering er også offentlige inngrep som etablerer en ny institusjon. Det er derfor mulig at slike virkemidler også vil ha en "crowding out" effekt. Men direkte regulering innebærer et forbud mot forurensning, eller krav om renere teknologi. Implisitt i dette ligger det at forurensning er uønsket. Dermed kan direkte regulering styrke miljønormer heller enn å svekke dem. Subsidier for å redusere forurensning kan også ha en slik "crowding in" effekt fordi myndighetene her betaler for å forbedre miljøet (Frey, 1992).

Det er også mulig at virkemiddelet påvirker andre sektorer enn den som direkte berøres. Miljøetikk kan være uavhengig av sektor. I så fall kan en endring i miljøetikk i én sektor smitte over til andre sektorer (Frey, 1992). En slik "spillover" er mer sannsynlig jo flere felles referansepunkter sektorene deler (Frey, 1992, s. 406). Det er også mer sannsynlig dersom det er flere folk som er aktive i begge sektorene. Hvis normer fortreges i sektoren der det økonomiske virkemiddelet implementeres, vil individene oppføre seg likt i den andre sektoren (Frey, 1992, s. 406). Dermed kan politikk som påvirker sosiale normer ha indirekte effekter på sosial oppførsel innen områder som vanligvis anses å ligge utenfor politikkens

påvirkningskraft (Nyborg & Rege, 2003, s. 324). Dersom det innføres grønn skatt i én sektor kan det bryte ned institusjoner som regulerer eksterne effekter i andre sektorer også.

Innen sektoren der det økonomiske virkemiddelet blir implementert kan individene antas å være påvirket av miljøetikk (Frey, 1992, s. 405 refererer til en studie av Kelman, 1983). Det er mer tvilsomt om "crowding"-effekter er mulig på bedriftsnivå eller nasjonsnivå. De fleste forurensningsproblemer involverer bedrifter, eller strekker seg over landegrensene. Under frikonkurranse kan ikke bedrifter ta hensyn til miljøetikk fordi avvik fra profittmaksimering medfører konkurs. Men hvis individenes preferanser er preget av miljøetikk, kan det være lønnsomt for bedriftene å oppføre seg som om de var opptatt av miljøetikk (Frey, 1992, s. 405). Konsumenter vil i et slikt tilfelle etterspørre miljøvennlige produkter. Forurensende bedrifter risikerer forbrukerboikott. Dette åpner for at bedriftene i utgangspunktet tar hensyn til eksterne effekter og at at innføring av grønn skatt endrer dette.

5.3 Dynamikk og institusjonell endring

Eksemplene over viser at det både er mulig å fortrenge uformelle institusjoner med formelle institusjoner, og å skape uformelle institusjoner med formelle institusjoner. I begge eksemplene skjer dette mye raskere enn Williamson (2000) postulerer i sin figurmessige fremstilling. Konsekvensen av at denne påvirkningen er mulig er at maksimeringsproblemet kan være gjeldende også i valg av institusjoner. Spørsmålet blir da ikke hvilke virkemidler som er best egnet til å korrigere eksternalitetsproblemet, men hvilken institusjonell sammensetning. Ofte fremstilles teknologisk utvikling som den eneste langsiktige løsningen på eksternalitetsproblemer, men også institusjonell endring er en mulig løsning; *"truly among man's innovations, the use of organization to accomplish his ends is among both his greatest and his earliest"* (Arrow 1971a, s. 224 gjengitt i Williamson, 2000, s. 600).

Dermed kan den institusjonelle effekten av grønn skatt være vel så viktige som den direkte effekten. Som nevnt vil institusjoner påvirke hvordan grønn skatt fungerer. På lang sikt mener Sandmo (2000, s. 143) at institusjonell reform og økonomiske virkemidler ikke er substitutter, men sterkt komplementære. Et viktig spørsmål blir da hvordan institusjonell endring

forekommer. Oppstår den spontant som en løsning på samhandlingsproblemer? Eller er det slik staten kan forme det institusjonelle rammeverket etter behov?

Flere forfattere argumenterer for at sosiale normer kan være et resultat av markedssvikt (se Nyborg og Rege 2003, s. 326 som refererer til Arrow, 1971b; Ullmann-Margalit, 1977; North, 1981 og Coleman, 1990). Dette er et eksempel på hvordan institusjoner kan oppstå spontant, mer eller mindre bevisst, som en løsning på et problem. Vatn (2005) referer til Aoki (2001) som oppfatter institusjoner som et likevektsfenomen: Institusjoner er et resultat av en enighet på individnivå om normer og konvensjoner som reduserer transaksjonskostnadene. Når institusjonen er implementert vil den forbli likevekt fordi ingen er tjent med å bryte den. Institusjoner er ifølge dette synet et resultat av individenes preferanser. En endring i institusjoner må da oppstå som følge av en endring i individenes preferanser eller en endring i den tilgjengelige informasjonen om miljøproblemer.

Det er flere som mener at dagens klimaaktivister har et religiøst preg over seg. Hvis dette stemmer kan det være en bevisst eller ubevisst måte å endre institusjonene til sin fordel. Religion er en uformell institusjon. En mulig funksjon av religion som samfunnsinstitusjon er at den gir religiøse motiver til "rett" oppførsel. På en måte etablerer den eiendomsrettigheter hvis den troende tror at han skal stå til rette for sin gud etter døden. Dette gir insentiver til å ta hensyn til eksterne effekter. Klimaaktivister kan skape nye institusjoner, eller spille på eksisterende normer om naturen som hellig. Denne institusjonsendringen vil kunne bidra til å skape normbaserte insentiver til å ta hensyn til eksterne klimaeffekter. I mine øyne er dette derfor et godt eksempel på hvordan individer bevisst eller ubevisst bruker institusjonell endring som løsning på et oppfattet problem.

Sjansen for å etablere uformelle institusjoner som regulerer eksternaliteter er større når partene møtes gjentatte ganger og kan identifisere hverandre. Da kan sosiale normer utvikles etter formen "learning by doing". Det kan være vanskelig å utvikle individuelle, institusjonelle løsninger i tilfeller der det er liten mellommenneskelig kontakt mellom partene som er involvert i eksternaliteten.

Alternativt kan den institusjonelle strukturen influeres av myndighetene. Myndighetene kan forsøke å etablere sosiale normer som gir insentiver til å ta hensyn til eksterne miljøeffekter. De kan også prøve å skape større aksept for økonomiske virkemidler. Virkemidlene som brukes må være i samsvar med det eksisterende institusjonelle rammeverket. I den grad virkemiddelet påvirker eksisterende institusjoner kan et tilsynelatende ineffektivt virkemiddel på kort sikt være en effektiv bidragsyter på lang sikt. Dette avhenger av i hvor stor grad myndighetene har mulighet til å påvirke samfunnets institusjoner, noe det er ulike meninger om.

Kirchgässner og Schneider (2003, s. 389) kommer med tre ulike forslag til hvordan myndighetene kan endre den institusjonelle konteksten i favør av økonomiske virkemidler. Det første forslaget er å desentralisere miljøpolitikk. Det andre forslaget er å bruke folkeavstemninger. Ifølge Kirchgässner og Schneider kan velgerne i direkte demokratier i større grad sette dagsorden og dermed omgå det politiske spillet som influeres av interessegrupper som yter motstand mot innføringen av grønn skatt. Det siste forslaget er å kompensere velgerne gjennom en generell senkning i skattenivået. Min kommentar til det andre forslaget er at velgerne ofte kan være motstandere av å innføre grønn skatt. Det tredje forslaget synes å stemme med det jeg ellers observerer. Velgerne blir mer positive til grønn skatt dersom inntektene øremerkes. De har liten tiltro til at innføringen av grønn skatt kombineres med lavere skatter på andre områder. Dersom myndighetene på en troverdig måte kan overbevise velgerne om at så vil skje kan det redusere motstanden mot grønn skatt i befolkningen. Men det er uvisst i hvor stor grad myndighetene bevisst kan utforme effektive institusjoner.

Problemet er at det å skape ”riktige” institusjoner, som for eksempel eiendomsfordeling, er svært vanskelig for myndighetene. Coase mener at ett hvert politisk forslag innebærer kunnskap som ingen økonom besitter. Her er han på linje med Hayeks (1945) begrep om taus kunnskap som ikke kan videreformidles eller sentraliseres. Institusjoner som skal kunne dra nytte av all tilgjengelig informasjon må konstrueres nedenfra og opp. Coase hevder, ”med betydelig empirisk bevis”, at i mange tilfeller vil ”laissez faire” være en bedre (om enn uperfekt) løsning enn hva myndighetene kan tilby (McCloskey, 1998, s. 370).

6. OPPSUMMERING OG KONKLUSJON

Grønn skatt er fundert på Pigous arbeid innen velferdsøkonomisk teori. Til tross for at grønne skatter har en fremtredende rolle i miljøøkonomisk teori benyttes de sjeldent i praksis. Mitt mål har vært å se på hvorvidt standard velferdsøkonomisk teori er en fruktbar innfallsvinkel for å analysere grønne skatter.

Prismekanismen er en god måte å allokere ressurser på. En markedspris reflekterer alternativkostnaden ved et gode slik at godet allokeres til dem som har høyest betalingsvilje, og dermed størst behov for godet. Ved eksternaliteter reflekterer ikke markedsprisen den fulle og hele kostnaden. Grønn skatt skaper et marked og en pris for forurensning. Jamfør prismekanismens allokerende egenskaper fremstår grønn skatt som et kostnadseffektivt virkemiddel i standard velferdsøkonomi.

Men selv innenfor rammene av standard velferdsøkonomi er det usikkert om grønn skatt er et effektivt virkemiddel. Grunnen til dette er at eksternaliteter virker begge veier. Den effektive løsningen innebærer tilpasning hos den parten som kan gjøre det billigst. Grønn skatt går derimot *a priori* inn for at forurensere er ”skyld” i problemet og derfor må skattlegges. I en verden uten transaksjonskostnader viser Coase at forhandlinger etter innføringen av grønn skatt fører til en ineffektiv løsning.

I kapittel 4 konstaterte jeg at eksternaliteter skyldes transaksjonskostnader. Å analysere grønn skatt i en modell uten transaksjonskostnader gir derfor ikke mening. Transaksjonskostnadene består av informasjonskostnader, avtalekostnader og oppfølgingskostnader. Et sentralt begrep innen informasjonskostnader er taus kunnskap. Prismekanismen er en god måte å utnytte denne kunnskapen på. Dette gjør at jeg konkluderer med at grønn skatt har lavere informasjonskostnader enn direkte regulering. Men det er mulig at lokale løsninger som ikke

benytter prismekanismen utnytter taus kunnskap bedre enn en sentralisert bestemt pris på forurensning.

Den politiske prosessen utgjør en avtalekostnad ved grønn skatt. Jeg benyttet Public Choice teori til å få frem en mer realistisk fremstilling enn standardteoriens altruistiske planlegger. Jeg fant at politikere i et demokrati vil fokusere på kortsiktige gevinster, mens forurensningsproblemer ofte er av langvarig karakter. Politikernes beslutninger er betinget av velgernes, byråkratiets og interessegruppene meninger. Jeg fant at flere studier viser at velgerne har en iboende skepsis til grønn skatt. Miljøbyråkratenes makt og innflytelse er knyttet til direkte regulering. Byråkratene vil derfor ha insentiver til å arbeide mot innføring av grønn skatt. Av alle virkemidler som benyttes fant jeg at forurenserne taper mest på grønn skatt. Deres interessegrupper vil derfor motarbeide grønn skatt. I sum virker avtalekostnadene ved grønn skatt å overstige avtalekostnadene ved andre virkemidler.

I en modell som inkluderer transaksjonskostnader vil den optimale grønne skattesatsen være lavere. Dersom transaksjonskostnadene er tilstrekkelig høye vil det være ulønnsomt å innføre grønn skatt. Hovedkonklusjonen fra transaksjonskostnadsmodellen er at hvorvidt grønn skatt er et effektivt virkemiddel eller ikke avhenger av transaksjonskostnadene i hver enkelt situasjon.

Modellen med transaksjonskostnader brakte diskusjonen over til institusjoners rolle i økonomien. Ifølge den nye institusjonelle økonomien er det institusjoner som bestemmer transaksjonskostnadene størrelse. Den institusjonelle konteksten består av uformelle og formelle institusjoner. Disse påvirker individers oppførsel og legger begrensninger på hvilke virkemidler som er mulig. Grønn skatt må fungere i samspill med det eksisterende institusjonelle rammeverket. Flere økonomer innen den nye institusjonelle økonomien argumenterer for at individer kan motiveres av enten indre motivasjon eller ekstern belønning. Eksempelene jeg benyttet viste at innføring av grønn skatt kan medføre at den indre motivasjon fortrenses. Effekten av grønn skatt på forurensning er derfor uviss.

Institusjonenes rolle gjør bildet mer komplekst. Det som virker som suboptimale likevekter i en velferdsøkonomisk modell kan være et resultat av institusjonelle begrensninger. Institusjoner definerer transaksjonskostnadene ved grønn skatt. Siden den institusjonelle konteksten varierer vil også effektene av grønn skatt variere. Dette nyanserer bildet om at grønn skatt er et kostnadseffektivt virkemiddel på generelt nivå. Analysen jeg har gjennomført tilsier at grønn skatt kan være et effektivt virkemiddel, men at dette slett ikke er gitt *a priori*. Hovedkonklusjonen er at standard velferdsøkonomi er et for snevert analyseapparat for grønn skatt. Transaksjonskostnadsmodellen og den nye institusjonelle økonomien tilbyr verdifulle innsikter i forståelsen av grønn skatt.

7. REFERANSER

Aoki, M. (2001). *Toward a Comparative Institutional Analysis*. Cambridge, MA: MIT Press.

Arrow, K. J. (1969). The organization of economic activity. Issues pertinent to the choice of market versus nonmarket allocation. I US Joint Economic Committee, 91st Congress, 1st Session, *The Analysis and Evaluation of Public Expenditure: The PBB System*. Washington DC: US Government Printing Office

Arrow, K. J. (1971)a. *Essays in the Theory of Risk-Bearing*. Chicago: Markham.

Arrow, K. J. (1971)b. Political and economic evaluation of social effects and externalities. I M. Intriligator, *Frontiers of Quantitative Economics* (ss. 3–25). Amsterdam: North-Holland.

Barro, R. J. (1974). Are government bonds net wealth? *Journal of Political Economy* 82, ss. 1095-1117

Baumol, W. J., & Oates, W. E. (1975). *The Theory of Environmental Policy; Externalities, Public Outlays, and the Quality of Life*. Englewood Cliffs, N.J.: Prentice-Hall, Inc.

Blau, P. (1964). *Exchange and Power in Social Life*. New Brunswick: Transaction Publishers.

Bressers, H. T., & Huitema, D. (1999). Economic instruments for environmental protection: Can we trust the "magic carpet"? *International Political Science Review* 20, ss. 175-196.

- Brett, C., & Keen, M. (2000). Political uncertainty and the earmarking of environmental taxes. *Journal of Public Economics* 75, ss. 315-340.
- Bromley, D. W. (1989). *Economic Interests and Institutions. The Conceptual Foundations of Public Policy*. Oxford: Basil Blackwell.
- Bruvoll, A., & Dalen, H. M. (2008). Lag på lag i norsk klima- og energipolitikk. *Økonomiske analyser* 5, ss. 29-37.
- Bruvoll, A., & Larsen, B. M. (2004). Greenhouse gas emissions in Norway: Do carbon taxes work? *Energy Policy* 32, ss.493-505
- Buchanan, J. M., & Tullock, G. (1975). Polluters' profits and political response: Direct control versus taxes. *American Economic Review* 65, ss. 139-147.
- Coase, R. H. (1937). The nature of the firm. *Econometrica* 4, ss. 386-405
- Coase, R. H. (1960). The problem of social cost. *Journal of Law and Economics* 3, ss. 1-44.
- Coase, R. H. (1988). *The Firm, the Market and the Law*. Chicago: The University of Chicago Press.
- Coase, R. H. (1998). The new institutional economics. *American Economic Review* 88, ss. 72-74.
- Coleman, J. S. (1990). *Foundations of Social Theory*. Cambridge, MA: Harvard University Press.
- Dahlman, C. J. (1979). The problem of externality. *Journal of Law and Economics* 22, ss. 141-162.
- Dresner, S., Dunne, L., Clinch, P., & Beuermann, C. (2006). Social and political responses to ecological tax reform in Europe: An introduction to the special issue. *Energy Policy* 34, ss. 895-904.
- Fehr, E., Gächter, S., & Kirchsteiger, G. (1997). Reciprocity as a contract enforcement device: Experimental evidence. *Econometrica* 65, ss. 833-860.
- Frank, R. H. (2003). *Microeconomics and Behaviour* (5. utg.). London: McGraw-Hill/Irwin.

- Frey, B. S. (1992). Pricing and regulating affect environmental ethics. *Environmental and Resource Economics* 2, ss. 399-414.
- Frey, B. S., & Jegen, R. (2001). Motivation crowding theory. *Journal of Economic Surveys* 15, ss. 589-611.
- Frey, B. S., & Oberholzer-Gee, F. (1997). The cost of price incentives: An empirical analysis of motivation crowding- out. *The American Economic Review* 87, ss. 746-755.
- Gneezy, U., & Rustichini, A. (2000). A fine is a price. *The Journal of Legal Studies* 29, ss. 1-17.
- Goodstein, E. (2003). The death of the pigouvian pax? Policy implications from the double-dividend debate. *Land Economics* 79, ss. 402-414.
- Hahn, R. W. (1989). Economic prescriptions for environmental problems: How the patient followed the doctor's orders. *Journal of Economic Perspectives* 3, ss. 95-114.
- Hammar, H., Löfgren, Å., & Sterner, T. (2004). Political economy obstacles to fuel taxation. *The Energy Journal* 25, ss. 1-17
- Harford, J. D. (1998). The Ultimate Externality. *American Economic Review* 88, ss. 260-265.
- Hayek, F. A. (1945). The Use of Knowledge in Society. *The American Economic Review* 35, ss. 519-530.
- Hayek, F. A. (1948). *Individualism and Economic Order*. Chicago: University of Chicago Press.
- Hibbs, D. A. (1977). Political parties and macroeconomic policy. *American Political Science Review* 71, ss. 1467-1487.
- Hoel, M. (1998). Emission taxes versus other environmental policies. *Scandinavian Journal of Economics* 100, ss. 79-104.
- Homans, G. H. (1961). *Social Behavior: Its Elementary Form*. New York: Harcourt, Brace and World.
- Horbach, J. (1992). *Neue politische Ökonomie und Umweltpolitik*. Frankfurt: Campus.

Kallbekken, S. (2008). *Pigouvian tax schemes: feasibility versus efficiency*. Oslo: Department of Economics, Faculty of Social Sciences, University of Oslo.

Kelman, S. (1983). Economic incentives and environmental policy: Politics, ideology and philosophy. I T. C. Schelling, *Incentives for Environmental Protection* (ss. 291-331). Cambridge, M.A.: MIT Press.

Kirchgässner, G., & Schneider, F. (2003). On the political economy of environmental policy. *Public Choice* 115, ss. 369-396.

Kneese, A. V., & Schultze, C. L. (1975). *Pollution, Prices and Public policy*. Washington, D.C.: The Brookings Institution.

Matthews, R. C. O. (1986). The economics of institutions and the sources of economic growth. *Economic Journal* 96, ss.903-918

McCloskey, D. (1998). Other things equal, the so-called Coase theorem. *Eastern Economic Journal* 24, ss. 367-71.

Millock, K. & Nauges, C. (2006). Ex post evaluation of an earmarked tax on air pollution. *Land Economics* 82, ss. 68.84.

New York Times. (2010, Juli 31). *Turbines Too Loud? Here, Take \$5,000*. Hentet August 1, 2010 fra The New York Times:
http://www.nytimes.com/2010/08/01/us/01wind.html?_r=2&scp=1&sq=Caithness%20Energy&st=cse

Nobelprize.org. (2010). *Elinor Ostrom - Biographical*. Hentet August 5, 2010 fra Nobelprize.org: http://nobelprize.org/nobel_prizes/economics/laureates/2009/ostrom.html

Nobelprize.org. (2010). *Oliver E. Williamson - Biographical*. Hentet August 5, 2010 fra Nobelprize.org: http://nobelprize.org/nobel_prizes/economics/laureates/2009/williamson.html

North, D. C. (1981). *Structure and Change in Economic History*. New York: Norton.

North, D. C. (1990). *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge: Cambridge University Press.

North, D. C. (1991). Institutions. *The Journal of Economic Perspectives* 5, ss. 97-112.

NOU 1996: 9. (1996). *Grønne skatter - en politikk for bedre miljø og høy sysselsetting*. Oslo: Grønn skattekommisjon.

Nyborg, K., & Rege, M. (2003). On social norms: the evolution of considerate smoking behavior. *Journal of Economic Behavior & Organization* 52, ss. 323-340.

Oates, W. E. (1995). Green taxes: can we protect the environment and improve the tax system at the same time? *Southern Economic Journal* 61, ss. 915-922.

Opschor, J. B., Vos, H. B., & de Savornin Lohman, L. (1994). *Managing the Environment. The Role of Economic Instruments*. Paris: OECD.

Ostrom, E. (2000). Collective action and the evolution of social norms. *The Journal of Economic Perspectives* 14, ss. 137-158.

Parry, I., Williams, R., & Goulder, L. (1999). When can carbon abatement policies increase welfare? The fundamental role of distorted factor markets. *Journal of Environmental Economics and Management* 37, ss. 52-84.

Perman, R., Ma, Y., McGilvray, J., & Common, M. (2003). *Natural Resource and Environmental Economics* (3. utg.). New York: Pearson Education Limited.

Pigou, A. C. (1920). *The Economics of Welfare*. London: Macmillan.

Pileberg, S. (2009). Hvordan ta miljøvennlige transportvalg. *Klima, Nr. 6*, 26-27.

Rosen, H. S., & Gayer, T. (2008). *Public Finance* (8. utg). Boston: McGraw-Hill/Irwin.

Sandmo, A. (2000). *The Public Economics of the Environment*. Oxford: Oxford University Press.

Tenbrunsel, A. E., & Messick, D. M. (1999). Sanctioning systems, decision frames and cooperation. *Administrative Science Quarterly* 44, ss. 648-707.

Tietenberg, T., & Lewis, L. (2009). *Environmental and Natural Resource Economics* (8. utg.). Harlow: Pearson Education, Inc.

Tversky, A., & Kahneman, D. (1981). The framing of decisions and the psychology of choice. *Science* 211, ss. 453-458.

Tyler, T. R. (1990). *Why People Obey the Law*. New Haven, CT: Yale University Press.

Ullmann-Margalit, E. (1977). *The Emergence of Norms*. Oxford: Oxford University Press.

Vatn, A. (1998). Input versus emission taxes: Environmental taxes in a mass balance and transaction costs perspective. *Land Economics* 74, ss. 514-525.

Vatn, A. (2005). *Institutions and the Environment*. Cheltenham, UK: Edward Elgar Publishing Limited.

Vatn, A., & Bromley, D. W. (1997). Externalities - a market model failure. *Environmental and Resource Economics* 9, ss. 135-151.

Vatn, A., Krogh, E., Gundersen, F., & Vedeld, P. (2002). Environmental taxes and politics - the dispute over nitrogen taxes in agriculture. *European Environment* 12, ss. 224-240.

Veblen, T. (1898). Whis is economics not an evolutionary science. *Quarterly Journal of Economics* 12, ss. 373-397.

Williamson, O. E. (2000). The new institutional economics: Taking stock, looking ahead. *Journal of Economic Literature* 38, ss. 595-613.